



Madera y Bosques

ISSN 1405-0471

Vol. 21, Núm. 1 ■ Primavera 2015 ■ Xalapa, Ver.



1964



2014

Restauración forestal

Sierra de Ávila, España



INECOL
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C.



Madera y Bosques

vol. 21 núm. 1 Primavera 2015



comité editorial

- Dr. Óscar Aguirre Calderón**
Universidad Autónoma de Nuevo León, México
- M. I. Miguel Cerón Cardena**
Universidad Autónoma de Yucatán, México
- M.C. Mario Fuentes Salinas**
Universidad Autónoma de Chapingo, México
- Dr. Rubén F. González Laredo**
Instituto Tecnológico de Durango, México
- Dr. Raymond P. Guries.**
University of Wisconsin, EUA
- Dr. Lázaro R. Sánchez Velázquez**
Universidad Veracruzana, México
- Dr. Amador Honorato Salazar**
*Instituto Nacional de Investigaciones Forestales,
Agrícolas y Pecuarias, México*
- Dr. Ezequiel Montes Ruelas**
Universidad de Guadalajara, México
- Dr. José de Jesús Návar Cháidez**
Instituto Politécnico Nacional, Durango, México
- Dra. Carmen de la Paz Pérez Olvera**
Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México.
- Dr. Hugo Ramírez Maldonado**
Universidad Autónoma de Chapingo, México
- Dra. María de los Ángeles Rechy de von Roth**
Universidad Autónoma de Nuevo León, México
- Dr. Víctor L. Barradas Miranda**
Instituto de Ecología, UNAM, México

Raymundo Dávalos Sotelo
Editor

Dr. Patrick J. Pellicane
Dr. Martín A. Mendoza Briseño
Dr. Ariel Lugo
M.C. Freddy Rojas Rodríguez
Dr. Alejandro Velázquez Martínez

Reyna Paula Zárate Morales
Producción editorial

consejo editorial

Damián Piña Bedolla
Maquetación

Gina Gallo
Diseño de portada

Madera y Bosques, Año 21, núm. 1, abril 2015, es una publicación cuatrimestral editada por el Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec núm. 351. Col. El Haya, C.P. 91070, Tel. (228) 8421800, ext. 6106, www.inecol.mx, mabosque@inecol.edu.mx. Editor responsable: Dr. Raymundo Dávalos Sotelo. Reserva de Derecho al Uso Exclusivo núm. 04-2012-102312120900-102, ISSN 1405-0471, ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor, Licitud de Título núm. 12906 y Licitud de Contenido núm. 10479, ambos otorgados por la Comisión Calificadora de Publicaciones y Revistas Ilustradas de la Secretaría de Gobernación. Impresa por Cromo Editores, S.A. de C.V., Miravalle No. 703. Col. Portales Oriente, C.P. 03570, Delegación Benito Juárez, México, D.F., este número se terminó de imprimir el 30 de abril de 2015 con un tiraje de 200 ejemplares.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del editor.

La suscripción anual para 2015 es de \$800.00+\$400 para gastos de envío al interior de la República y \$90.00 USD al extranjero (no incluye gastos de envío). Precio por ejemplares sueltos \$300.00 y \$30.00 USD, respectivamente. Incluye costos de envío por correo aéreo. Suscripciones en Departamento de Adquisiciones del Instituto de Ecología, A.C. Carretera Antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Ver. Tel.: (228) 842 1800 ext 5125. c.e. miguel.castillo@inecol.mx. Donaciones e intercambios, en el Instituto de Ecología, A.C., al c.e.: biblio@inecol.edu.mx.

Contenido

artículos de actualidad

11

Esquema ecológico aplicado a una restauración forestal en cárcavas de la Sierra de Ávila (centro de España)

Jorge Mongil, Joaquín Navarro y Virginia Díaz

artículos de investigación

23

Estimación de la densidad de especies de coníferas a partir de variables ambientales

Pablo Martínez-Antúnez, J. Ciro Hernández-Díaz, Christian Wehenkel y Carlos Antonio López-Sánchez

35

Drought stress in provenances of *Lupinus elegans* from different altitudes

José Carmen Soto-Correa, Cuauhtémoc Sáenz-Romero Horacio Paz y Roberto Lindig-Cisneros

45

Método de valoración de paisajes forestales basado en el uso de atributos estéticos como variables explicativas de las preferencias

Sergio Zubelzu y Ana Hernández

63

Influencia de la complejidad estructural del dosel en la reflectancia de datos *Landsat* TM

René Alberto Palestina, Miguel Equihua y Octavio Miguel Pérez-Maqueo

77

Utilización de imágenes de satélite en el manejo forestal del noreste de México

Lucio Ancira-Sánchez y Eduardo Javier Treviño Garza

93

Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña

José Manuel Camacho-Sanabria, José Isabel Juan Pérez, Noel Bonfilio Pineda Jaimes, Edel Gilberto Cadena Vargas, Luis Carlos Bravo Peña y Marcela Sánchez López

113

Biología de *Lycoriella ingenua* y *Bradysia impatiens* (Diptera: Sciaridae)

Victor H. Marín-Cruz, David Cibrián-Tovar, José T. Méndez-Montiel, Omar A. Pérez-Vera, José A. Cadena-Meneses, Herón Huerta, Gabriel Rodríguez-Yam y Juan A. Cruz-Rodríguez

129

Densidad básica de la madera de dos pinos y su relación con propiedades edáficas

Oscar G. Vázquez-Cuecuecha, Eunise M. Zamora-Campos, Elizabeth García-Gallegos y Juan Alberto Ramírez-Flores

139

Efecto del tratamiento higro-térmico en las características acústicas de la madera de *Quercus scytophylla* Liebm.

Javier Ramón Sotomayor-Castellanos, Germán Suárez-Béjar y Joel Benancio Olguín-Cerón

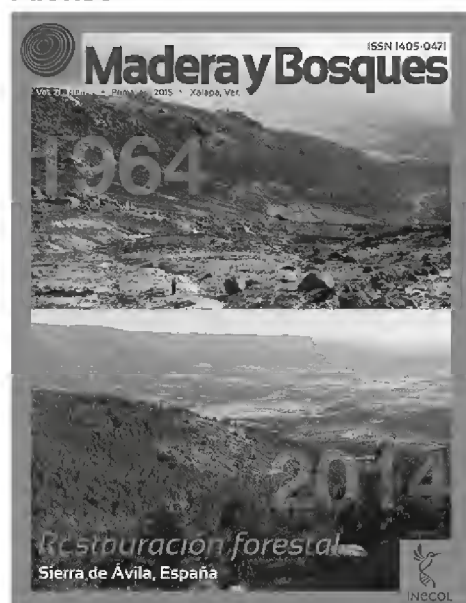
157

Resistance of thermally treated woods to *Nasutitermes corniger* in a food preference test

Juarez Benigno Paes, Pedro Gutemberg de Alcântara Segundinho, Allan Ewerton Rezende Euflosino, Marcio Rogério da Silva, Carlito Calil Junior y José Geraldo Lima de Oliveira

Portada:
Restauración hidrológico-forestal de la cuenca del río Corneja (Ávila, España).

Foto 1964: David Azcarretazábal Mantecón
Confederación Hidrográfica del Duero.
Foto 2014: Verónica Cruz Alonso



C Contents

topical papers

11

An ecological framework applied to a forest restoration program on badlands in Sierra de Ávila (Central Spain)

Jorge Mongil, Joaquín Navarro and Virginia Díaz

research papers

23

Density estimation of conifer species from environmental variables

Pablo Martínez-Antúnez, J. Ciro Hernández-Díaz, Christian Wehenkel and Carlos Antonio López-Sánchez

35

Estrés por sequía en *Lupinus elegans* procedentes de diferentes altitudes

José Carmen Soto-Correa, Cuauhtémoc Sáenz-Romero Horacio Paz and Roberto Lindig-Cisneros

45

Assessment method for forest landscapes based on aesthetic attributes as explanatory variables of preferences

Sergio Zubelzu and Ana Hernández

63

Influence of the structural complexity of canopy on reflectance data *Landsat* TM

René Alberto Palestina, Miguel Equihua and Octavio Miguel Pérez-Maqueo

77

Using satellite images for forest management in northeast Mexico

Lucio Ancira-Sánchez and Eduardo Javier Treviño Garza

93

Coverage/land use changes in a portion of the Mountainous Mexican Transition Zone

José Manuel Camacho-Sanabria, José Isabel Juan Pérez, Noel Bonfilio Pineda Jaimes, Edel Gilberto Cadena Vargas, Luis Carlos Bravo Peña and Marcela Sánchez López

113

Biology of *Lycoriella ingenua* and *Bradysia impatiens* (Diptera: Sciaridae)

Victor H. Marín-Cruz, David Cibrián-Tovar, José T. Méndez-Montiel, Omar A. Pérez-Vera, José A. Cadena-Meneses, Herón Huerta, Gabriel Rodríguez-Yam and Juan A. Cruz-Rodríguez

129

Specific gravity of wood from two pines and its relation with edaphic properties

Oscar G. Vázquez-Cuecuecha, Eunise M. Zamora-Campos, Elizabeth García-Gallegos and Juan Alberto Ramírez-Flores

139

Effect of hygro-thermal treatment in the acoustic characteristics of the wood of *Quercus scytophylla* Liebm.

Javier Ramón Sotomayor-Castellanos, Germán Suárez-Béjar and Joel Benancio Olguín-Cerón

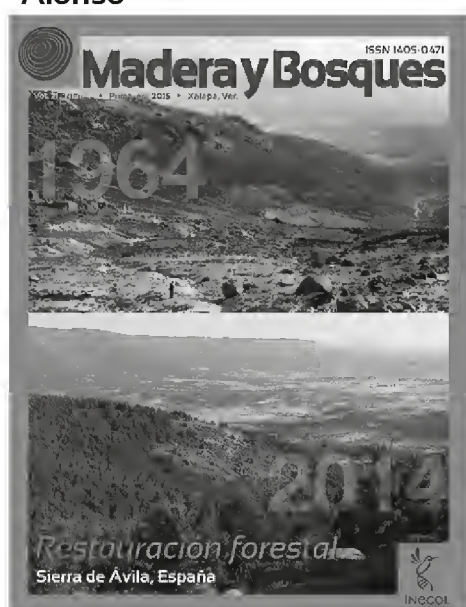
157

Resistencia de maderas tratadas térmicamente al ataque de *Nasutitermes corniger* en ensayos de preferencia de alimento

Juarez Benigno Paes, Pedro Gutemberg de Alcântara Segundinho, Allan Ewerton Rezende Euflosino, Marcio Rogério da Silva, Carlito Calil Junior and José Geraldo Lima de Oliveira

Cover: Hydrologic-forestry restoring of Corneja river watershed (Ávila, España).

Photo 1964 by: **David Azcarretazábal Mantecón**
Confederación Hidrográfica del Duero.
Photo 2014: **Verónica Cruz Alonso**



México vive momentos agitados y de gran efervescencia. El mayor motivo de inquietud de la gente es la violencia que se manifiesta con gran intensidad en varias regiones del país. Aunado a esto, este año se efectuarán elecciones legislativas en todo el país y para gubernaturas en varios estados. Lamentablemente, la violencia a la que hice mención en el primer párrafo yo cobró sus primeras *dos* víctimas entre precandidatos y candidatos para puestos de elección popular. Lo que parece aún más ominoso es que no se ve un fin inmediato a los niveles de violencia actuales mientras las causas subyacentes sigan vigentes, es decir, los niveles de pobreza de grandes segmentos de la población y el fracaso del sistema de educación pública que no ha podido contribuir a elevar el nivel de la gente. A pesar de todo, las instituciones y las personas continúan con su trabajo en aras de mantener un nivel de vida aceptable y digno, lo cual, si bien ahora parece inalcanzable, no tiene por qué dejar de ser una meta deseable y eventualmente posible. A eso le apostamos la mayoría de los mexicanos. En este contexto, el equipo de producción editorial de Madera y Bosques ha mantenido su ritmo de trabajo alimentados por el gran influjo de manuscritos de gran calidad que llegan a la revista con miras a ser publicados. En este número incluimos once artículos de un gran nivel científico que seguramente contribuirán a incrementar el conocimiento que se tiene sobre el tema forestal en México y en otros países de habla hispana mayoritaria, pero no exclusivamente.

Los cuatro primeros artículos son de corte ecológico relacionados con temas de restauración forestal, el efecto de los elementos climáticos sobre la abundancia de coníferas, esfuerzos de sequía sobre una especie arbustiva y un método para la valoración de paisajes forestales. El elemento común en estos manuscritos es el impacto del clima en los entornos forestales. Estos estudios se han realizado dos en España y dos en México. En el caso de los artículos de autores españoles los temas de restauración forestal y la valoración del paisaje basada en atributos estéticos apuntan a un interés por recuperar o mantener el ambiente en condiciones óptimas para el desarrollo forestal con visión sustentable. El primero, de Mongil *et al.*, tuvo como escenario de estudio un bosque en un terreno desertificado y afectado por erosión grave es un proceso a largo plazo. Se analizó una restauración hidrológico-forestal de 50 años de antigüedad, en el centro de España, utilizando un esquema ecológico de restauración forestal, que comprende una fase de rehabilitación de la cubierta forestal y otra de seguimiento. Como resultado de esta restauración, se consiguió la rehabilitación del ecosistema. En el otro, Zubelzu y Hernández desarrollaron un método de valoración del paisaje a partir de una aproximación mixta empleando variables relacionadas con atributos estéticos. Con esa información probaron técnicas estadísticas de regresión para deducir un método predictivo de las preferencias a partir de los atributos estéticos. En los trabajos efectuados en México, Martínez-Antúnez *et al.*, abordaron el problema de probar si es posible predecir la densidad de las especies de coníferas a partir de las variables ambientales, por medio de análisis de regresión lineal múltiple. Se detectó una escasa relación lineal entre la densidad de especies y las variables predictivas; no obstante, algunos indicadores sugieren que la densidad es afectada principalmente por algunas variables ambientales. En el otro manuscrito Soto-Correa *et al.*, exploraron la respuesta a la sequía de diferentes procedencias de *Lupinus elegans*, obtenidas de un gradiente altitudinal. Se llevó a cabo un experimento de jardín común con cuatro tratamientos de sequía. Las plantas de todas las procedencias mostraron un menor tamaño y número de hojas conforme aumentó el grado de sequía, independientemente de la procedencia.

Tres artículos en este número estudian temas relacionados con imágenes de satélite y percepción remota. Estos tres estudios se hicieron en México. El primero Palestina Guerrero *et al.* analizan la influencia de la complejidad estructural del dosel en la reflectancia de datos Landsat TM evaluando por medio de técnicas multivariadas (biplot) y Modelos Lineales Generalizados (MLG), esta influencia en tres tipos de bosque en el Parque Nacional Cofre de Perote. Los resultados indican entre otros, que la reflectancia total es dependiente de la complejidad estructural del dosel, del tipo de

bosque con ciertas limitaciones derivadas de la sensibilidad de los sensores. Ancira-Sánchez y Treviño-Garza emplearon imágenes de satélite para verificar su utilidad en el manejo forestal del noreste de México. Al final determinaron que el uso de imágenes de satélite de alta resolución para la elaboración de la cartografía forestal ofrece ventajas sobre las ortofotos. El tercer tema de este grupo es un estudio de los cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña por Camacho Sanabria *et al.* Aquí se presenta el análisis de los cambios de cobertura y uso del suelo ocurridos entre 1989 y 2009 en la PSEM, a través de la interpretación de imágenes de satélite (Landsat TM), que en complemento con la aplicación del algoritmo máxima verosimilitud permitieron la construcción de mapas temáticos de uso de suelo y vegetación, los cuales fueron evaluados para conocer su confiabilidad temática.

Un trabajo de otra índole estudió la biología de *Lycoriella ingenua* y *Bradysia impatiens* (Diptera: Sciaridae). La autoría es de Marín-Cruz *et al.* Se determinó que las larvas de ambas especies de mosquito fungoso negro consumen la raíz de *Pinus montezumae*. Se identificaron los hongos asociados a larvas y adultos de ambas especies, *Fusarium circinatum* fue el más importante y se registra por primera vez en viveros de *P. montezumae*. El siguiente trabajo analizó la densidad básica de la madera de dos pinos y su relación con propiedades edáficas, por Vázquez-Cuecuecha *et al.* En este estudio se eligieron dos rodales naturales en el centro de México donde coexisten *Pinus patula* y *Pinus ayacahuite* var. *veitchii*. No se detectaron diferencias entre sitios por especie para densidad básica de la madera. El análisis edáfico evidenció diferencias significativas para la mayoría de las propiedades entre sitios. Se concluye que estas especies pueden establecerse y desarrollarse en sitios con características edáficas distintas sin presentar cambios importantes en la calidad de su madera.

Los dos últimos trabajos tienen que ver el estudio de maderas sometidas a tratamiento térmico. En el primero, Sotomayor Castellanos *et al.* Evaluaron el efecto del tratamiento higro-térmico en las características acústicas de la madera de *Quercus scytophylla* del estado de Michoacán, México. Con el objetivo de verificar si un tratamiento higro-térmico aplicado a la madera de este encino, modifica de manera significativa su módulo de elasticidad y sus propiedades de amortiguamiento, se estudió el efecto del tratamiento en sus características acústicas. Análisis estadísticos demostraron que la frecuencia natural es un buen predictor de los módulos de elasticidad y que el tratamiento higro-térmico modificó significativamente la densidad y el decremento logarítmico. El último trabajo de Juárez Benigno Paes *et al.*, analizaron la resistencia de maderas tratadas térmicamente a las termitas en un ensayo de preferencia alimenticia en un estudio hecho en Brasil. Los once trabajos incluidos en este número son en conjunto, una contribución significativa al estado del conocimiento de los bosques y sus productos derivados en América Latina y España. Estamos seguros que serán útiles para los rectores de Madera y Bosques.

Raymundo Dávalos Sotelo
Editor

Mexico lives agitated moments of great effervescence. The major cause of concern for people is the violence that manifests itself with great intensity in several regions of the country. In addition, this year there will be legislative elections across the country, and for governorships in several States. Unfortunately, the violence that I did mention in the first paragraph claimed its first two victims among primary candidates and candidates for posts of popular election. What seems even more ominous is that, there does not seem to be an immediate end to the current levels violence, as long as the underlying causes remain in force. That is, the levels of poverty of large segments of the population and the failure of the public education system which has not been able to contribute to raise the living standards of the people. Nevertheless, institutions and people continue with their work in order to maintain a level of acceptable and worthy life, which, although now it seems unattainable, it has not ceased to be the one goal most people find desirable and eventually possible. That is the objective of the majority of Mexicans. In this context, the team of editorial production of *Madera y Bosques* has kept its work rate fed by the large influx of high quality manuscripts that arrive at the magazine aiming to be published. This number includes eleven articles of a high scientific level that will surely help increase knowledge that exists on the forestry and forest products subjects in Mexico and other mostly, but not exclusively, Spanish-speaking countries.

The first four articles are of an ecological subject matter and are related to forest restoration, the effect of climatic elements on the abundance of conifers, drought stresses on a shrub species and a method for the valuation of forest landscapes. The common element in these manuscripts is the impact of climate on forest environments. These studies have been conducted, two in Spain and two in Mexico. In the case of Spanish authors, the articles cover topics of forest restoration and landscape assessment based on aesthetic attributes, both issues that point to an interest in recovery or maintaining the environment under optimal conditions for the forestry development with sustainable vision. The first, from Mongil *et al.*, is a study whose scenario was a forest in a desertified land and affected by serious erosion in a long-term process. They analyzed a hydrological period of 50 years, in the Centre of Spain, using an ecological scheme of forest restoration, which included a phase of rehabilitation of forest cover and other follow-up period. As a result of this restoration, the rehabilitation of the ecosystem was achieved. In the other paper, Zubelzu and Hernandez developed a method for the evaluation of the landscape from a mixed approach using variables related to aesthetic attributes. With that information, they employed statistical regression techniques to deduce a predictive method of preferences from the aesthetic attributes. In the works carried out in Mexico, Martinez-Antunez *et al.*, addressed the problem of testing if it is possible to predict the density of the species of conifers from the environmental variables, using multiple linear regression analysis. They detected a weak linear relationship between density of species and the predictor variables; however, some indicators suggest that the density is affected mainly by some environmental variables. In another manuscript Soto-Correa *et al.*, explored the response to drought of different provenances of *Lupinus elegans*, obtained from an altitudinal gradient. They conducted an experiment of common garden with four drought treatments. Plants of all backgrounds showed a smaller size and number of leaves as it increased the degree of drought, regardless of the origin.

Three articles in this issue studied issues related to satellite images and remote sensing. These three studies were conducted in Mexico. In the first, Palestina Guerrero *et al.* analyze the influence of the structural complexity of the canopy in the reflectance of Landsat TM data through multivariate techniques (biplot) and linear generalized (MLG), evaluating this influence in three forest types in the Parque Nacional Cofre de Perote. The results suggest among others, that the total reflectance is dependent on the structural complexity of the canopy of the forest with certain limitations arising from the sensitivity of the sensors. Ancira-Sanchez and Treviño Garza used satellite images to verify their use-

fulness in the forest management in Northeast Mexico. At the end, they determined that the use of satellite images of high resolution for the preparation of the forest mapping has advantages over the orthophotos. The third paper of this group is a study of the changes of coverage/land use in a portion of the Mexican Transition Mountainous Zone (MTMZ) by Camacho Sanabria *et al.* Here, they analyzed the changes of land use and coverage between 1989 and 2009 in the MTZM, through the interpretation of satellite (Landsat TM) images, which in addition to the implementation of the algorithm maximum likelihood allowed the construction of thematic maps of land use and vegetation, which were evaluated for their thematic reliability.

Other work studied the biology of naive *Lycoriella ingenua* and *Bradysia impatiens* (Diptera: Sciaridae). The authorship is of Marin-Cruz *et al.* It was determined that both species of black fungus mosquito larvae consume the roots of *Pinus montezumae*. They identified the fungi associated with larvae and adults of both species; *Fusarium circinatum* was the most important and it was recorded for the first time in nurseries of *P. montezumae*. The next paper analyzed the basic density of two pine wood and its relation with soil properties, by Vázquez-Cuecuecha *et al.* In this study two natural stands in the center of Mexico were chosen, where *Pinus patula* and *Pinus ayacahuite* var. *veitchii* coexist. No differences among sites were detected by species for wood basic density. The soil analysis showed significant differences for most of the properties between sites. It is concluded that these species can settle and develop at sites with different edaphic characteristics without significant changes in the quality of its wood.

The two final works involve the study of heat-treated wood. In the first, Sotomayor Castellanos *et al.* evaluated the effect of hygro-thermal treatment in the acoustic characteristics of the wood of *Quercus scytophylla* of the State of Michoacán, Mexico. With the aim of verifying if a hygro-thermal treatment applied to the oak-wood modified significantly its modulus of elasticity and damping properties, they studied the effect of treatment on their acoustic characteristics. Statistical analysis showed that the natural frequency is a good predictor of the modulus of elasticity and the hygro-thermal treatment changed significantly the density and the logarithmic decrement. The last work of Juarez Benigno Paes *et al.*, analyzed the resistance of wood treated thermally to termites in a trial of food preference in a study in Brazil. The objective of this study was to evaluate the effects of thermal treatment on the resistance of *Corymbia citriodora* and *Pinus taeda* woods to the xylophagous termite *Nasutitermes corniger*, in a food preference test. High temperatures slightly improved the resistance of *Corymbia citriodora* wood to the termite. Improvements on *Pinus taeda* wood happened at temperatures slightly higher. The eleven works included in this issue represent, as a whole, a significant contribution to the state of knowledge of forest and forest products in Latin America and Spain. We are sure they will be very useful to the readers of Madera y Bosques.

Raymundo Dávalos Sotelo
Editor



Esquema ecológico aplicado a una **restauración forestal** en cárcavas de la Sierra de Ávila (centro de España)

An ecological framework applied to a forest restoration program on badlands in Sierra de Ávila (Central Spain)

Jorge Mongil^{1,*}, Joaquín Navarro² y Virginia Díaz¹

¹ Grupo de Hidrología y Conservación. Universidad Católica de Ávila. España

² Unidad de Hidráulica e Hidrología. E.T.S. Ingenierías Agrarias de Palencia. Universidad de Valladolid. España

* Autor de correspondencia. jorge.mongil@ucavila.es

RESUMEN

La restauración ecológica de un bosque en un terreno desertificado y afectado por erosión grave es un proceso a largo plazo, que requiere un exhaustivo análisis de la estructura, composición y funcionamiento del bosque, y las actuaciones que lo dirijan hacia el ecosistema objetivo. Se ha analizado una restauración hidrológico-forestal de 50 años de antigüedad, en el centro de España, utilizando un esquema ecológico de restauración forestal, que comprende fundamentalmente una fase de rehabilitación de la cubierta forestal y otra de seguimiento. Aunque falta mucho tiempo aún para la recuperación del robledal-encinar natural, mediante el establecimiento de un bosque de pinos se ha conseguido la rehabilitación del ecosistema, lo que implica que se han solucionado casi totalmente los graves problemas de erosión en un corto periodo, y se ha actuado positivamente sobre los procesos edafogenéticos, en la reintroducción natural de brinzales de encina y roble, así como en la regularización del ciclo hidrológico.

PALABRAS CLAVE: dinámica vegetal, ecohidrología, erosión, reforestación, restauración ecológica.

ABSTRACT

Ecological restoration of forest in desertified lands, where the soil has been seriously damaged by erosion, is a long-term process. Understanding this process requires an exhaustive analysis of the forest structure, composition and function, and the actions necessary to reach the appropriate ecosystem. We analyzed a fifty year-old hydrology-forest restoration in central Spain, using an ecological forest restoration framework with phases of forest cover rehabilitation and subsequent monitoring and follow-up. Although full recovery the previously existing oak forest is still a longer-term goal, the short-term establishment of a pine forest has helped to restore ecosystem function and to mitigate serious erosion problems. The establishment of pine forest allowed progress in reconstituting the soil, introducing native oak seedlings, and regulating the hydrological cycle.

KEY WORDS: vegetation dynamics, ecohydrology, erosion, afforestation, restoration ecology.

INTRODUCCIÓN

La restauración ecológica es el proceso de ayudar de manera activa o pasiva al restablecimiento de un ecosistema que se ha degradado, dañado o destruido (SER, 2004). En otras palabras, el proceso de restauración ecológica consiste en la alteración intencionada de un lugar para ayudar a la auto-regeneración de un ecosistema dañado o transformado a otro uso de suelo, cuyo objetivo

es emular la estructura, funcionamiento (recuperando los servicios ecosistémicos), diversidad y dinámica del ecosistema histórico y autóctono (Franklin, 1988; Hobbs y Norton, 1996; Vallauri, 1998; Ehrenfeld, 2000; SER, 2004; Kremen y Ostfeld, 2005; Cadotte *et al.*, 2011).

La restauración hidrológico-forestal suele definirse como el conjunto de obras o actuaciones necesarias para la conservación, defensa y recuperación de la estabilidad y

fertilidad del suelo, la regulación de escorrentías, la consolidación de cauces fluviales y laderas, la contención de sedimentos y, en general, la defensa del suelo contra la erosión, mediante el empleo principalmente de la vegetación (Ferrer, 2009). Por lo tanto, una restauración hidrológico-forestal pretende la recuperación de los servicios hidrológicos de los bosques (Brauman *et al.*, 2007; Kaimowitz, 2004) y la conservación del suelo y del agua, frenando la erosión en laderas y cauces, mediante la recuperación del bosque; esta acción conlleva una regeneración del paisaje natural y la creación de hábitat o regeneración del ecosistema perdido.

Esta disciplina nace en Europa a mediados y finales del siglo XIX, debido a la necesidad creciente de restauración forestal que tenían los territorios montañosos que aparecían deforestados, y que generaban graves problemas en las poblaciones e infraestructuras que se desarrollaban en ellos (Del Palacio, 1999). Actualmente la restauración hidrológico-forestal está muy extendida en diversos países tanto europeos como americanos o asiáticos. Por otra parte, en los últimos años se ha desarrollado de forma manifiesta la valoración de los servicios hidrológicos que prestan los ecosistemas forestales (Brauman *et al.*, 2007; Monterroso-Rivas *et al.*, 2009; Benavides-Dorio *et al.*, 2008), destacándose su significación económica (López-Paniagua *et al.*, 2007) y la importancia que en el mantenimiento de estos servicios tiene la conservación (Manson, 2004) y la restauración de los bosques.

OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es analizar la evolución de la vegetación forestal en la cuenca alta del río Corneja (sierra de Ávila, provincia de Ávila, centro de España), desde los procesos que motivaron su deforestación y su transformación en un terreno acarcavado, hasta la restauración, mediante la aplicación de un esquema para programas de restauración forestal desarrollado por Vallauri (1998). Se trata de un esquema conceptual que comprende las principales fases de una restauración forestal, que parte del ecosistema degradado y alcanza el ecosistema forestal objetivo.

APLICACIÓN A LA RESTAURACIÓN DE LA CUENCA DEL RÍO CORNEJA

La restauración hidrológico-forestal de la cuenca alta del río Corneja se sitúa en la provincia de Ávila (España) (Fig. 1), más concretamente en la sierra de Ávila, que forma parte del Sistema Central, cordillera que se extiende de oeste a este en el centro de la Península Ibérica. El relieve es muy accidentado, con cotas entre 1100 m y 1550 m, formado sobre rocas graníticas que se presentan muy meteorizadas. Los suelos que se han desarrollado son Orthents y Xerepts (USDA, 2010), fundamentalmente con textura franco-arenosa y con pH alrededor de 6. La precipitación anual media es 571 mm y la temperatura media anual 10,6 °C. Los cambios en la vegetación sucedidos a lo largo de los últimos siglos se describirán seguidamente, destacándose los diferentes procesos de deforestación y la restauración, iniciada en 1964 (Fig. 2).

En este trabajo se analiza el proceso restaurador desde un punto de vista ecológico, pero sin olvidar la relación entre los ecosistemas, la dinámica geomorfológica y

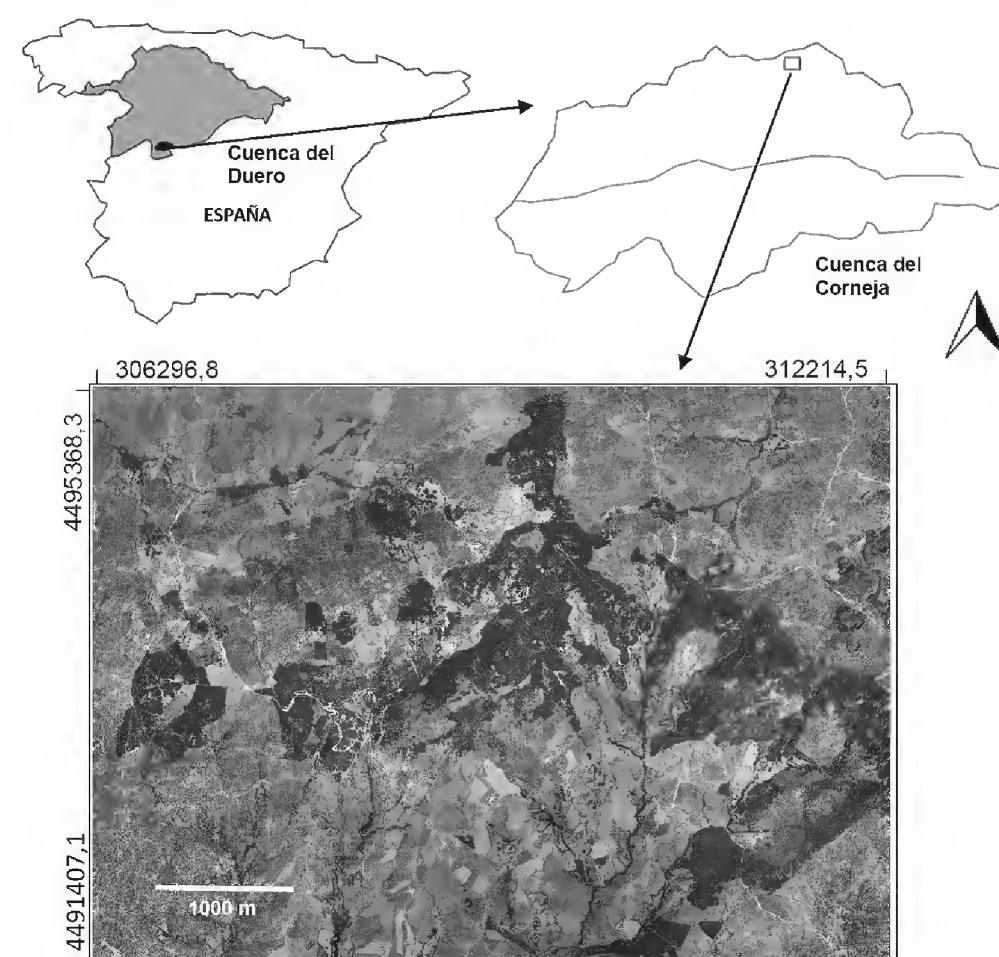


FIGURA 1. Localización del área de estudio.

Las manchas oscuras constituyen las zonas restauradas de la cuenca del río Corneja.

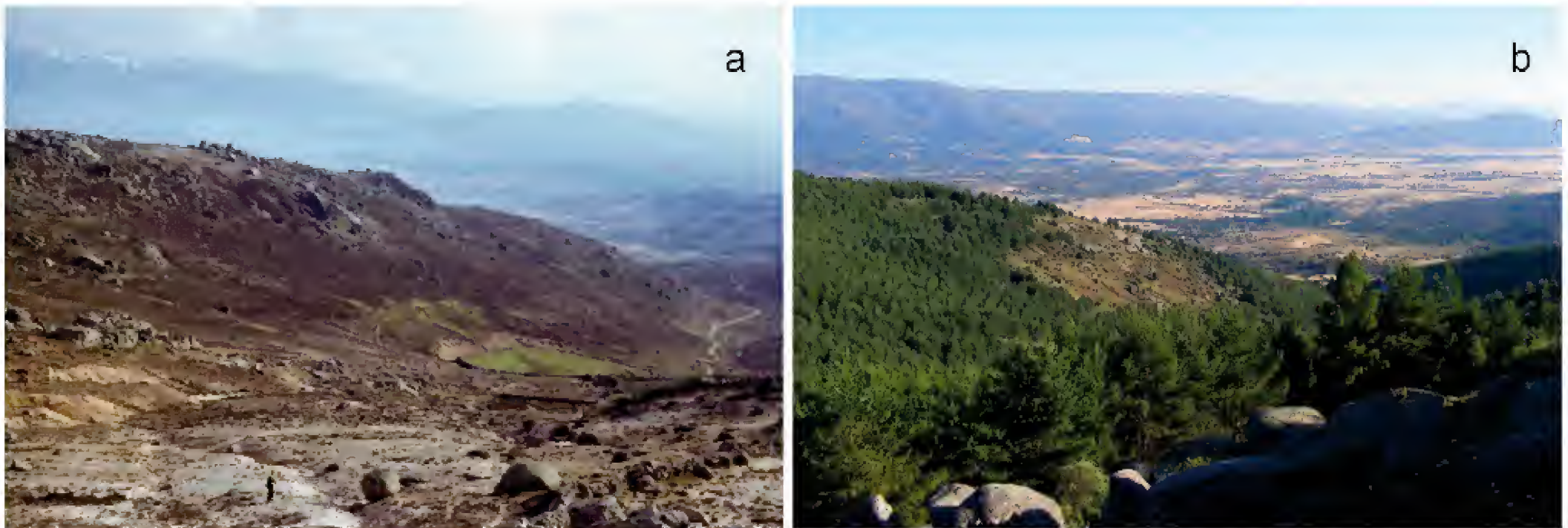


FIGURA 2. a) Estado de la cuenca alta del río Corneja, absolutamente deforestada y con problemas graves de erosión, en 1964 (fondo documental Archivo General Confederación Hidrográfica del Duero); b) Estado de la cuenca en 2014, con una cubierta forestal principalmente de pinos.

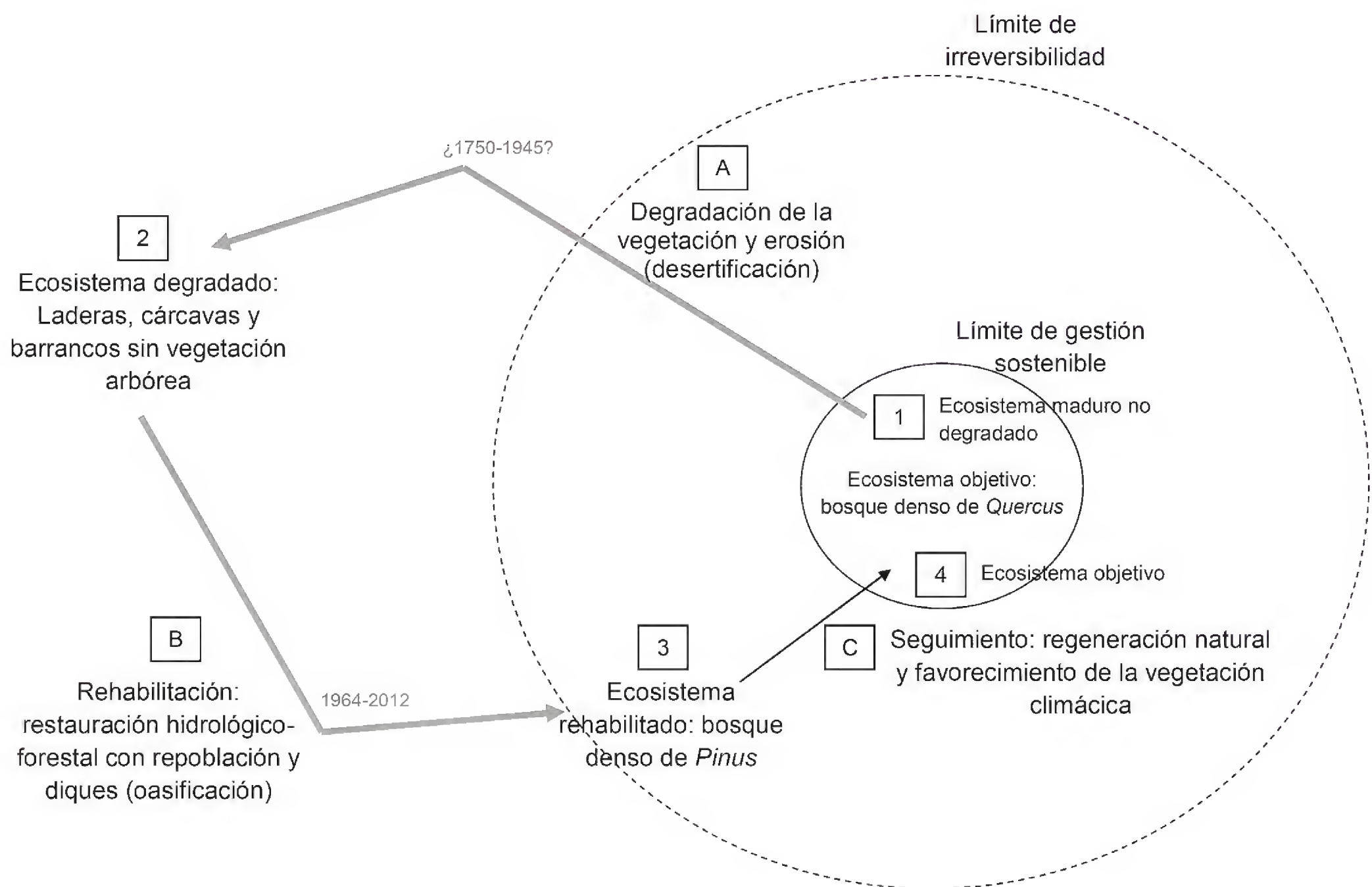


FIGURA 3. Cuadro conceptual de la restauración ecológica para la cuenca alta del río Corneja, basado en el modelo propuesto por Vallauri (1998).

el ciclo hidrológico. Para ello se ha realizado el esquema que se muestra en la figura 3, que resulta de la aplicación de la teoría expuesta por Vallauri (1998) a la restauración que se analiza en este trabajo. De acuerdo con lo indicado en esta figura, se pueden destacar las etapas que se describen a continuación.

Ecosistema maduro (I)

El ecosistema maduro no degradado se corresponde con un encinar de *Quercus ilex* ssp. *ballota* (Desf.) Samp., fundamentalmente (*Junipero oxicedri-Querceto rotundifoliae sigmetum*) (Rivas-Martínez, 1987). En las zonas más altas y en las más frescas y húmedas, el roble (*Quercus pyrenaica* Willd.) se mezcla con la encina, llegando incluso a formar algunos rodales (*Luzulo forsteri-Querceto pyrenaicae sigmetum*) (Rivas-Martínez, 1987). La composición del ecosistema original ha podido conocerse con base en zonas aledañas y documentación histórica (Mongil *et al.*, 2013).

Proceso de degradación (A)

En la región mediterránea los ecosistemas han sufrido fuertes perturbaciones debido a la deforestación para el cultivo o el pastoreo, e incendios forestales (Barbero *et al.*, 1987; Barbero *et al.*, 1990). En el sitio de este estudio, la degradación antrópica de la vegetación natural se ha producido a lo largo de los siglos por el aprovechamiento excesivo de leñas y maderas (combustible, construcción urbana y militar), seguido de una transformación del bosque para impulsar la ganadería, y finalmente por sobrepastoreo. Desde la Edad Media, la cabaña ganadera, especialmente de ovino, ha sido muy abundante, lo que produjo un favorecimiento de los pastos frente a las zonas boscosas, mediante roturaciones e incendios.

El Catastro de Ensenada, documento histórico de carácter fiscal fechado en 1752, informa de que en la zona existía un “monte alto todo poblado de encinas”, de 840 fanegas (unidad antigua que equivaldría a unas 586 ha) y del que se aprovechaba la leña y la bellota. Este monte arbolado de encinas, que cita también Madoz (1850), actualmente ha desaparecido casi por completo. La pérdida de la

vegetación arbórea y su sustitución por un matorral generalmente claro de *Thymus zygis* Loefl. Ex L., *Cistus albidus* L., *Lavandula stoechas* Lam. y *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss., entre otras especies, supuso la falta de protección del suelo, que fue erosionado gracias a la desaparición del manto de hojarasca e incremento de la escorrentía, primero en su horizonte húmico formado bajo el bosque y, posteriormente, los horizontes minerales formados por la intensa meteorización del granito, potenciada por las temperaturas extremas propias del clima de la zona.

Xu *et al.* (2010), por ejemplo, han encontrado una tasa de degradación del horizonte A en los suelos negros del Noreste de China, por un deficiente uso del suelo, de 0,5 cm a 0,83 cm al año en un periodo de 60 años originándose en la zona en torno a 250 000 cárcavas que han destruido 483 000 hm² de tierras agrícolas. Con base en la documentación histórica, se puede pensar que la degradación de los terrenos situados en la zona de estudio y el alcance del límite de irreversibilidad propuesto en la figura 3 podrían haber ocurrido relativamente rápido, en un periodo del orden de unos 50-80 años, entre 1850, en que todavía se cita el monte de encina, y 1900-1930 en los que la degradación conduce a que en 1964 se desarrollen los estudios y proyectos de repoblación forestal.

Ecosistema degradado (2)

El ecosistema degradado resultante se conforma sobre un paisaje intensamente meteorizado, por la acción del hielo y la nieve invernales y el soleamiento excesivo del estío, donde se desarrollan abundantes cárcavas y barrancos promovidos por la arroyada superficial, deslizamientos, procesos de reptación, así como de erosión laminar y en regueros en las laderas que se extienden entre ellos. Esta dinámica erosiva, típica en las zonas acarcavadas (Martínez-Casasnovas *et al.*, 2009; Clarke y Rendell, 2010; Navarro *et al.*, 2014), se ve retroalimentada y favorecida por la falta de vegetación leñosa protectora, el sobrepastoreo y la torrencialidad de la lluvia (el índice de agresividad del clima de Fournier (1960) es 41 mm y el factor R de erosividad de la lluvia (Wischmeier y Smith, 1978) es 86 hJ·cm·m⁻²·h⁻¹ (860 MJ·mm·ha⁻¹·h⁻¹) (Icona, 1988).



Las zonas acarcavadas, a pesar de que suelen representar una pequeña extensión en el área mediterránea, son fuente importante de los sedimentos que se movilizan en las cuencas donde se ubican (Martínez-Casasnovas *et al.*, 2009; Clarke y Rendell, 2010). Por ello, es de esperar que la erosión en esta área se dejara notar aguas abajo de la cuenca del Corneja tanto en los usos del agua como en la magnitud y frecuencia de las crecidas y el aterramiento de presas y azudes. El autor del proyecto de restauración ya hacía estas consideraciones en 1964: “Está la zona que nos ocupa despoblada de vegetación arbórea, existiendo solamente matorral y erosiones frecuentes, que proporcionan gran cantidad de arrastres que a través del río Corneja van al río Tormes, aguas arriba del embalse de Santa Teresa” (Azcarretazábal, 1964).

Alteraciones actuales similares a las acontecidas en la zona de estudio son descritas por Xu *et al.* (2010) en el noreste de China. Allí se ha comprobado cómo el desarrollo de cárcavas y barrancos por un deficiente uso agrícola ha llevado a una mayor torrencialidad de los ríos Nen y Songhua desde 1980. Martínez-Casasnovas y Poch (1998) demostraron que una pequeña área acarcavada de unos 33 km² fue causa de los graves aterramientos que llevaron en 1995 a la inutilización de las compuertas de fondo del embalse de Barasona, en el río Ésera (España), cuya cuenca vertiente era de 1500 km². Otros casos de estudio sobre erosión en terrenos de cárcavas pueden consultarse, por ejemplo, en Poesen y Hooke (1997), Cantón *et al.* (2001), Martínez-Murillo *et al.* (2013), Navarro *et al.* (2014) y Díaz *et al.* (2014).

Rehabilitación (B)

La rehabilitación enfatiza en la reparación de los procesos, la productividad y los servicios de un ecosistema, pero se diferencia de la restauración en que esta se fija como meta también el restablecimiento de la integridad biótica preexistente, en cuanto a la composición de especies y a la estructura de la comunidad (SER, 2004). Se trata de la fase más importante dentro de un programa de restauración, puesto que la mayor parte de los ecosistemas degradados presentan una dinámica vegetal muy lenta e

incluso nula, por lo que necesitan principalmente actuaciones biológicas que reviertan el proceso de degradación, y aceleren la sucesión vegetal (Guerrero *et al.*, 2008; Gómez-Aparicio, 2009).

En la cuenca alta del río Corneja, entre 1964 y 1971, se ejecutaron varios proyectos de restauración hidrológico-forestal, que en resumen consistieron en la repoblación forestal con coníferas (*Pinus sylvestris* L., *P. pinaster* Arr., 1789 y *P. halepensis* Miller) en las laderas acarcavadas y frondosas (*Populus x euramericana* Guinier, *P. nigra* L. y *Alnus glutinosa* L.) en las vaguadas, y en la construcción de más de un centenar de diques de gaviones para la retención de sedimentos en los barrancos y cárcavas. La superficie de actuación fue 4050 ha, aproximadamente.

Ecosistema rehabilitado (3)

Cuando la fase de rehabilitación es exitosa, el resultado es un ecosistema capaz de seguir su propia dinámica. Generalmente este ecosistema está formado por especies pioneras, capaces de sobrevivir y desarrollarse en hábitat degradados, que preparan lentamente la llegada de otras especies y del ecosistema objetivo (Vallauri, 1998).

En este caso, el ecosistema rehabilitado es una masa forestal densa de pinar, que ha revertido numerosos beneficios sobre el suelo (edafogénesis) y sobre el ciclo hidrológico. La pinocha y otros restos vegetales han cubierto 100% del suelo de las zonas reforestadas, formando una cubierta protectora de 2 cm a 6 cm que regula las temperaturas del terreno, permite la presencia de microfauna, favorece la infiltración y reduce la escorrentía superficial -el número de curva (NRCS, 2003) ha pasado de 56 en el matorral a 44 en el pinar-, y disminuye la pérdida del suelo por erosión hídrica (el factor de erosionabilidad K de la USLE vale 0,15 y para el mismo suelo, pero sin contar con la materia orgánica, vale 0,21; es decir, el suelo sería 1,37 veces más susceptible a la erosión si no hubiera tenido el aporte de materia orgánica). A pesar de ello, la formación de humus ha sido muy lenta (unos 15 mm, como promedio, en 47 años). Se puede asegurar que la dinámica erosiva y degradadora se ha invertido al menos en 90% del territorio estudiado: lo que era destrucción del suelo

por erosión hídrica, ahora se ha convertido en formación de suelo, aunque sea lenta.

Por otra parte, los diques han cumplido su misión de forma sobresaliente. La mayoría de los diques están aterrados parcial o totalmente, consolidando las laderas adyacentes y evitando que los sedimentos lleguen a los cauces fluviales. En un estudio realizado por los autores sobre los sedimentos retenidos en los diques se ha estimado que, en una zona acarcavada con 15 diques, la retención media es de $6,40 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ (Díaz *et al.*, 2014). No obstante, la erosión continúa en el monte, favorecida por la meteorización del granito, cuyos regolitos caen primero por gravedad (caída de detritus y reptación) y después son arrastrados por el agua.

La erosión se concentra en dos escenarios: en las zonas no repobladas, ya sea porque no se llevó a cabo en su día o porque fracasó; y en los caminos de servicio del monte (incluyendo la plataforma, las cunetas y los taludes). En los caminos es donde la erosión es actualmente más grave, produciéndose arrastres importantes de materiales durante las precipitaciones intensas e, incluso, generando nuevas cárcavas al concentrarse el agua en determinadas zonas.

No obstante, las zonas reforestadas bien establecidas en zonas de cárcavas constituyen una barrera que detiene y filtra una buena parte de los sedimentos movilizados y reducen considerablemente la emisión de sedimentos hacia la red de drenaje (Rey, 2003; Rey *et al.*, 2004; Navarro *et al.*, 2014). En este sentido, Vallauri *et al.* (2002) señalan que la restauración de 120 años de *Pinus nigra* Arn. ssp. *nigra* Host., realizada en las *badlands* al suroeste de los Alpes consiguió detener los $0,7 \text{ mm}\cdot\text{año}^{-1}$ de rebajamiento que sufría el terreno en esta zona cuando se hallaba desnudo.

Esto tiene pleno significado en la zona aquí estudiada, ya que, a partir del estudio que los autores realizaron sobre la retención y emisión de sedimentos, con una muestra de 15 diques en la zona, y de los datos suministrados por el organismo de cuenca sobre la calidad de las aguas, se ha podido estimar que, en la actualidad, los sólidos en suspensión no superan los $25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ en las aguas del río Corneja (Díaz *et al.*, 2014) ningún año; lo que supone una clara mejoría, en

relación con los testimonios de Azcarretazábal (1964), sobre los graves problemas erosivos y en la calidad de las aguas, durante la redacción de los proyectos de restauración.

Seguimiento (C)

Después de la fase de rehabilitación, es necesaria una fase de seguimiento que conduzca a la recuperación del ecosistema original, que es a la vez el ecosistema objetivo. En la cuenca alta del río Corneja aún no se ha promovido esta etapa; que debe consistir en favorecer el desarrollo de los brinzales naturales de las frondosas climácicas que ya van apareciendo en el sotobosque, además de siembras y plantaciones de encina y roble, así como claras del estrato dominado del pinar que favorezcan la instalación de un bosque denso de encinas y robles en las zonas más propensas para ello (suelo más desarrollado, mejor orientación y exposición, sombra protectora, puesta en luz progresiva,...). Algunos criterios para la intervención en esta fase pueden encontrarse en los trabajos de Lugo (1997), Gómez *et al.* (2004), Pausas *et al.* (2004), Montoya y Mesón (2004), Chazdon (2008) y Rey-Benayas *et al.* (2008). De esta manera, y con una adecuada gestión selvícola, se conseguiría recuperar el ecosistema natural en cuanto a su estructura, diversidad y funcionamiento, a la vez que se favorece la edafogénesis y el control a largo plazo de los procesos erosivos.

Ecosistema objetivo (4)

El fin a largo plazo de un proceso restaurador es conseguir el ecosistema objetivo, que se define como el ecosistema autóctono e histórico, que se había degradado, dañado o destruido, y que contiene suficientes recursos bióticos y abióticos para continuar su desarrollo sin ayuda adicional (SER, 2004). Este ecosistema objetivo no es necesariamente el correspondiente a la vegetación climácica, sino será la mejor alternativa elegida de acuerdo con un uso sostenible del territorio (Vallauri, 1998).

En este caso, el ecosistema objetivo se corresponde con las formaciones forestales existentes antes de la degradación, es decir, un encinar denso de *Quercus ilex* ssp. *ballota*, con robledal de *Q. pyrenaica* en las zonas más altas y/o



húmedas. Estas masas, con los tratamientos selvícolas de regeneración y mejora adecuados, actuaciones de recuperación de la diversidad, así como un buen diseño y ejecución de las infraestructuras de la zona, supondrán la completa restauración del ecosistema y el final de los procesos erosivos. La localización de este ecosistema estable en la cabecera de la cuenca del río Corneja, además de incrementar el valor biológico de la zona, mejorar intrínsecamente el paisaje e incrementar el patrimonio natural, supone una notable influencia en la mejora de la calidad de las aguas, en la regularidad de las aportaciones aguas abajo (Chang, 2003), pero también proporciona una mayor estabilidad de otros ecosistemas conectados o dependientes de este, en función del gradiente altitudinal y la conectividad de las redes de drenaje, así como de las infraestructuras para el almacenamiento, distribución de agua y producción de energía hidroeléctrica que se nutren de las escorrentías de esta cuenca.

CONCLUSIONES

La restauración forestal es un proceso a largo plazo y basado en el conocimiento y la comprensión de los procesos hidrológicos y ecológicos. Gracias al establecimiento de un bosque formado mayoritariamente por especies del género *Pinus*, se ha rehabilitado el ecosistema, lo que implica que se han solucionado casi totalmente los graves problemas de erosión laminar, en regueros, en cárcavas y en barrancos, en un plazo bastante corto de tiempo (unos 20 años), y se ha incidido positivamente en los procesos de edafogénesis y en la regularización del ciclo hidrológico. En lo referente a la composición de especies y la estructura de la comunidad, la restauración del ecosistema requiere mucho más tiempo, así como las actuaciones que establezcan la integridad biótica que existía antes de la degradación.

Todo ello pasa por el reconocimiento, puesta en valor, seguimiento e investigación de los resultados y procesos derivados de estas acciones restauradoras que en muchos casos pasan o han pasado desapercibidas a las generaciones presentes. Los trabajos y proyectos de reforestación, restauración hidrológico-forestal, lucha contra la desertificación u oasisificación constituyen una tarea de varias generaciones de ingenieros forestales e investigadores. Por ello, acciones

desarrolladas hace más de medio siglo deben ser objeto de seguimiento y atención para reconducir de manera adecuada los ecosistemas degradados hacia los ecosistemas naturales objetivo. La restitución de una cubierta arbórea, donde tiempo atrás el bosque dio paso al desierto, no es un punto final, sino, como se intenta subrayar en este trabajo, una fase antecedente a la restauración del ecosistema natural perdido, además de un laboratorio de campo donde analizar, procesar y comprender las bases, procesos e interacciones implicados en la restauración ecológica.

RECONOCIMIENTOS

Los autores agradecen a D. Vallauri su colaboración en la elaboración de este trabajo y a J. Aronson la revisión del manuscrito.

REFERENCIAS

- Azcarretazábal, D. 1964. Proyecto de repoblación forestal y restauración de laderas en la cuenca del río Corneja. Tramo I, término municipal de Tórtoles. Confederación Hidrográfica del Duero. Valladolid. 74p.
- Barbero, M., G. Bonin, R. Loisel y P. Quezel. 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of Mediterranean basin. *Vegetatio* 87:151-173.
- Barbero, M., G. Bonin, R. Loisel, F. Miglioretti y P. Quezel. 1987. Impacts of fires on structure and architecture of Mediterranean ecosystems. *Ecología mediterránea* 13(4):39-50.
- Benavides-Solorio, J., M. González-Guillén, C. López-Paniagua y R. Valdez-Lazalde. 2008. Oferta hídrica de la cuenca forestal Tapalpa, Jalisco, orientada hacia los servicios ambientales. *Madera y Bosques* 14(2):5-28.
- Brauman, K.A., G.C. Daily, T.K. Duarte y H.A. Mooney. 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. *Annual Review of Environmental Resources* 32:67-98.
- Cadotte, M.W., K. Carscadden y N. Mirotchnick. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology* 48(5):1079-1087.

- Cantón, Y., F. Domingo, A. Solé-Benet y J. Puigdefábregas. 2001 Hydrological and erosion response of a badlands system in semiarid SE Spain. *Journal of Hydrology* 252(1-4):65-84.
- Chang, M. 2003. Forest Hydrology: An introduction to water and forests. CRC Press. Boca Raton. 474p.
- Chazdon, R.L. 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458-1460.
- Clarke, M.L. y H.M. Rendell. 2010. Climate-driven decrease in erosion in extant Mediterranean badlands. *Earth Surface Processes and Landforms* 35:1281-1288.
- Del Palacio, E. 1999. La restauración hidrológico-forestal. Gestión sostenible de los recursos suelo, agua y vegetación. O.A. Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 75 pp.
- Díaz, V., J. Mongil y J. Navarro. 2014. Topographical surveying for improved assessment of sediment retention in check dams applied to a Mediterranean badlands restoration site (Central Spain). *Journal of Soils and Sediments* Special Issue: Sediments in Mediterranean Rivers, DOI 10.1007/s11368-014-0958-5.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8(1):2-9.
- Ferrer, M. 2009. La restauración hidrológico-forestal. *Foresta* 43:181-185.
- Fournier, F. 1960. Climat et érosion. Presses Universitaires de France. París.
- Franklin, J.F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. Biodiversity. National Academy Press. Washington, D.C. p:66-175.
- Gómez, L., R. Zamora, J.M. Gómez, J.A. Hódar, J. Castro y E. Baraza. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14(4):1128-1138.
- Gómez-Aparicio, L. 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life forms and ecosystems. *Journal of Ecology* 97(6):1202-1214.
- Guerrero-Campo, J., S. Palacio y G. Montserrat-Martí. 2008. Plant traits enabling survival in Mediterranean badlands in northeastern Spain suffering from soil erosion. *Journal of Vegetation Science* 19(4):457-464.
- Hobbs, R.J. y D.A. Norton. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4(2):93-110.
- Icona (Instituto para la Conservación de la Naturaleza). 1988. Agresividad de la lluvia en España. Valores del factor R de la ecuación universal de pérdidas de suelo. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 39 p.
- Kaimowitz, D. 2004. Forests and water: a policy perspective. *Journal of Forest Research* 9:289-291.
- Kremen, C. y R.S. Ostfeld. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(10):540-548.
- López-Paniagua, C., M. González-Guillén, J.R. Valdez-Lazalde y H.M. de los Santos-Posadas. 2007. Demanda, disponibilidad de pago y costo de oportunidad hídrica en la cuenca Tapalpa, Jalisco. *Madera y Bosques* 13(1):3-23.
- Lugo, A.E. 1997. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99:9-19.
- Madoz, P. 1850. Diccionario geográfico-estadístico-histórico de España y sus posesiones de Ultramar. Ámbito. Edición facsímil (2000), Ávila. Madrid.
- Manson, R.H. 2004. Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques* 10(1):3-20.
- Martínez-Casasnovas, J.A. y R. Poch. 1998. Estado de conservación de los suelos de la cuenca del embalse Joaquín Costa. *Limnetica* 14:83-91.
- Martínez-Casasnovas, J.A., M.C. Ramos y D. García-Hernández. 2009. Effects of land-use changes in vegetation cover and sidewall erosion in a gully head of the Penedès region (northeast Spain). *Earth Surface Processes and Landforms* 34:1927-1937.
- Martínez-Murillo, J.F., E. Nadal-Romero, D. Regüés, A. Cerdà y J. Poesen. 2013. Soil erosion and hydrology of the western Mediterranean badlands throughout rainfall simulation experiments: A review. *Catena* 106:101-112.
- Monterroso-Rivas, A.I., J.D. Gómez-Díaz y J.A. Tinoco-Rueda. 2009. Servicios ambientales hidrológicos bajo escenarios



- de cambio climático en el Parque Nacional “El Chico”, Hidalgo. *Madera y Bosques* 15(2):5-26.
- Mongil, J., J. Navarro, V. Cruz, V. Díaz. 2013. Destrucción y restauración de la cubierta forestal en la cuenca alta del río Corneja (Ávila): análisis histórico de un proceso de gestión cambiante. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 38:107-113.
- Montoya, J.M. y M. Mesón. 2004. Selvicultura. Mundi-Prensa. Madrid. 354 p.
- Navarro, J., J.C. De Araújo y J. Mongil. 2014. Assessment of 80 years of ancient-badlands restoration in Saldaña, Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*. DOI: 10.1002/esp.3541
- NRCS. 2003. National Engineering Handbook, part 630, Hydrology. Consultado 14 nov. 2012. Disponible en: <http://www.wcc.nrcs.usda.gov/hydro/hydro-techref-neh-630.html>.
- Pausas, J.G., C. Blade, A. Valdecantos, J.P. Seva, D. Fuentes, A. Alloza, A. Vilagrosa, S. Bautista, J. Cortina, R. Vallejo. 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: new perspectives for an old practice-a review. *Plant Ecology* 171:209-220.
- Poesen, J.W.A. y J.M. Hooke. 1997. Erosion, flooding and channel management in Mediterranean environments of southern Europe. *Progress in Physical Geography* 21(2):157-199.
- Rey, F. 2003. Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies. *Catena* 50:549-562.
- Rey, F., J.L. Ballais, A. Marre y G. Rovéra. 2004. Rôle de la végétation dans la protection contre l'érosion hydrique de surface. *Comptes Rendus Geoscience* 336(11):991-998.
- Rey-Benayas, J.M., J.M. Bullock y A.C. Newton. 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6(6):329-336.
- Rivas-Martínez, S. 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. Instituto para la Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- SER (Society for Ecological Restoration). 2004. The SER International primer on ecological restoration. Consultado 14 nov. 2012. Disponible en <http://www.ser.org>.
- USDA (United States Department of Agriculture). 2010. Keys to Soil Taxonomy. Consultado 14 nov. 2012. Disponible en <http://soils.usda.gov/technical/classification>.
- Vallauri, D. 1998. Toward a long term ecological framework for forest restoration programs: an illustration from restoration for erosion control on badlands in south-western Alps (France). *Ecologie* 1:189-192.
- Vallauri, D.R., J. Aronson y M. Barbero. 2002. An analysis of forest restoration 120 years after reforestation on badlands in the Southwestern Alps. *Restoration Ecology* 10(1):16-26.
- Wischmeier, W.H. y D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. USDA Agricultural Handbook. 537p.
- Xu, X.Z., Y. Xua, S.C. Chen, S.G. Xu y H.W. Zhang. 2010. Soil loss and conservation in the black soil region of Northeast China: a retrospective study. *Environmental Science and Policy* 13:793-800.

Manuscrito recibido el 1 de marzo de 2013.

Aceptado el 4 de noviembre de 2014.

Este documento se debe citar como:

Mongil, J., J. Navarro y V. Díaz. 2015. Esquema ecológico aplicado a una restauración forestal en cárcavas de la Sierra de Ávila (centro de España). *Madera y Bosques* 21(1):11-19.



Estimación de la densidad de especies de coníferas a partir de variables ambientales

Density estimation of conifer species from environmental variables

Pablo Martínez-Antúnez^{1,*}, J. Ciro Hernández-Díaz², Christian Wehenkel²
y Carlos Antonio López-Sánchez²

¹ Universidad Juárez del Estado de Durango, Doctorado Institucional en Ciencias Agropecuarias y Forestales, Durango, México. Instituto Tecnológico Superior de Venustiano Carranza, Villa Lázaro Cárdenas, Puebla, México.

² Instituto de Silvicultura e Industria de la Madera, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, México.

* Autor de correspondencia. pantunez4@gmail.com

RESUMEN

Las coníferas son la fuente más importante de materia prima para la industria forestal mexicana, cumplen funciones ecológicas importantes y proveen bienes y servicios para el hombre. Para probar si es posible predecir la densidad de las especies de coníferas a partir de las variables ambientales, se hizo un análisis de regresión lineal múltiple por el método paso por paso (*stepwise*). Se estudiaron veinte especies de cinco géneros distintos y once variables ambientales (nueve variables climáticas, una fisiográfica y otra de suelo). En este trabajo se detectó una escasa relación lineal entre la densidad de especies y las variables predictivas; no obstante, algunos indicadores sugieren que en 60% de las especies, la densidad es afectada principalmente por al menos cuatro variables ambientales; entre las que destacan la precipitación de abril a septiembre, el fenómeno de las heladas, la altitud sobre el nivel del mar y la precipitación media anual.

PALABRAS CLAVE: altura, Durango, heladas, regresión lineal múltiple, Sierra Madre Occidental, variables del clima.

ABSTRACT

Conifers are the most important source of raw material for the Mexican timber industry, besides they are a source of environmental services and are habitat of many living organisms. In order to evaluate if it is possible to predict species density of conifers by utilizing environmental variables, this study was conducted using multiple linear regression analysis by the method known as *stepwise*. Twenty species of conifers of five different genus and eleven environmental variables were analyzed. The results revealed that there is a small linear relationship between the abundance of the species and the analyzed predictors. However, some of the study findings indicate that the abundance for 60% of the selected conifer species is affected by at least four environmental variables, including mainly, the precipitation during the growing season (April to September), the average length of the frost-free period, the altitude above the sea level and the mean annual precipitation.

KEY WORDS: elevation, Durango, frost period, multiple linear regressions, Sierra Madre Occidental, climate variables.

INTRODUCCIÓN

El estudio del clima de los últimos años revela que las condiciones ambientales siguen tendencias cambiantes de distinta duración (Rehfeldt *et al.*, 2012; Zhu *et al.*, 2011); mientras que las especies de plantas no han mostrado respuesta morfológica sustancial; antes bien, existen eviden-

cias de desplazamiento, dispersión y fragmentación de sus comunidades (Desai *et al.*, 2008; Goparaju y Jha 2010; Zhu *et al.*, 2011). La importancia de los elementos climáticos en la distribución y abundancia de las especies forestales ha sido objeto de estudio por varios investigadores; por ejemplo, Crausbay y Hotchkiss (2010) al noreste de

Haleakala, Hawai; Jahan y Gan (2011) en la parte centro-oriental de Alberta, Canadá; Li *et al.* (2011) al norte de China; Li y Guo (2012) al sur de Saskatchewan, Canadá; por citar algunos trabajos recientes que han sido realizados en distintas partes del mundo. El efecto de las variables de clima puede observarse a diferentes escalas: a nivel especie (Worrall *et al.*, 2008; Michaelian *et al.*, 2011), o bien, a nivel comunidad o afectando todo un ecosistema (Goparaju y Jha 2010; Zhu *et al.*, 2011). Por otro lado, las coníferas y, en particular los pinos, siguen siendo los recursos primarios de la industria maderera de México. Por ello, representan un valor económico significativo para el ser humano; sin dejar de lado a las funciones ecológicas, estéticas, culturales o de otra índole que tiene este tipo de vegetación (Aragón-Piña, 2010).

La Sierra Madre Occidental de México cobra relevancia por tener extensas superficies boscosas alojando a numerosas especies de plantas, entre las que se cuentan 24 especies de *Pinus*, siendo uno de los géneros predominantes en esta zona (González-Elizondo *et al.*, 2012). El género *Pinus* y las coníferas en general, se distribuyen en regiones con climas templados y fríos, con lluvias en verano y una estación seca en invierno y primavera. La temperatura media anual fluctúa entre 8.5 °C y 20 °C y la precipitación, entre 445 mm y más de 1450 mm al año (Martínez-Antúnez *et al.*, 2013). De acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por García (1998), predomina la clasificación climática “templado subhúmedo con lluvia de verano con distintos grados de humedad” (C (w0, w1, w2)).

Es indiscutible el efecto de las variables ambientales en la vegetación y es sabido que cada especie forestal tiene exigencias ambientales particulares (Wehenkel *et al.*, 2011, González-Elizondo *et al.*, 2012; Martínez-Antúnez *et al.*, 2013), pero a pesar de que lo anterior se asume como un hecho, aún hace falta definir con precisión cuáles variables climáticas, fisiográficas o edafológicas afectan en mayor medida la densidad, la frecuencia o cualquier indicador de abundancia de las especies arbóreas en la Sierra Madre Occidental, lo que permitirá a buscar la forma de predecir la abundancia

de los árboles mediante un modelo matemático, a partir de variables del medio natural.

Este conocimiento podrá contribuir en la definición preliminar de los espacios eco-fisiográficos de las coníferas; información que podrá ser aplicada para incrementar las probabilidades de sobrevivencia de las plantaciones en el área de estudio; puede servir de apoyo también para realizar una migración asistida de las coníferas en situaciones de riesgo ante una modificación drástica del clima en el corto o mediano plazo, o ante una emergencia por ataque de plagas y enfermedades; asimismo, podrá aportar información valiosa para realizar en el futuro modelos sofisticados que permitan definir con precisión los nichos bioclimáticos de las especies estudiadas y su delimitación biogeográfica (Aitken *et al.*, 2008; Zhu *et al.*, 2011).

OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo consistió en determinar la posibilidad de construir modelos lineales que permitan predecir la abundancia de especies de coníferas; donde las variables de regresión sean de tipo climático, fisiográfico y de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se realizó en el sistema montañoso de la Sierra Madre Occidental (SMO) que atraviesa el Estado de Durango, México, entre las coordenadas geográficas (elipsoide WGS 84) 22° 17' y 26° 50' de latitud norte y 102° 30' y 107° 09' de longitud oeste, abarcando una superficie aproximada de 6.33 millones de hectáreas. En esta región se distribuyen bosques de encino-pino, pino-encino, bosque de encino o de pino en asociación con otras especies propias del clima templado (Rzedowski, 1978).

Muestreo y variables evaluadas

La zona de estudio está cubierta por una red de unidades de muestreo primarias llamadas conglomerados que se distribuyen cada 5 km de manera equidistante, los cuales



fueron establecidos para realizar el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (Infys 2004-2009) por parte de empresas contratadas por la Comisión Nacional Forestal (Conafor, 2009). Cada conglomerado se integra por cuatro unidades de muestreo secundarias (sitios) de 400 m². De esta forma, cada conglomerado tuvo 1,600 m² de superficie.

Para este análisis se seleccionaron 20 especies de coníferas: 15 especies del género *Pinus* (*P. arizonica* Engelm, *P. strobiformis* Engelm, *P. cembroides* Zucc, *P. chihuahuana* Engelm, *P. cooperi* D. Don, *P. douglasiana* Martínez, *P. durangensis* Martínez, *P. engelmannii* Carr., *P. herrerae* Martínez, *P. leiophylla* Schl. et Cham, *P. lumholtzii* Robins et Ferns, *P. luzmariae* Pérez de la Rosa, *P. maximinoi* H.E. Moore, *P. oocarpa* Schiede y *P. teocote* Schlecht et Cham); dos del género *Juniperus* (*Juniperus deppeana* Steud y *Juniperus flaccida* Schldl); además de *Cupressus lusitanica* Miller, *Pseudotsuga menziesii* Mirb y *Abies durangensis* Martínez.

Registro de variables

Como medida de abundancia se usó la densidad de los árboles (Jonsson *et al.*, 1992) por unidad de muestreo principal o conglomerado; considerando únicamente los árboles con diámetro mayor o igual a 7.5 cm a la altura de 1.3 m sobre el nivel del suelo (diámetro normal o diámetro a la altura del pecho), sin importar la edad del individuo.

Se seleccionaron como variables de regresión independientes nueve variables de clima: “temperatura media anual” (*MAT*, °C), “precipitación media anual” (*MAP*, mm), “precipitación acumulada de las medias durante el periodo vegetativo” correspondiente a los meses de abril a septiembre (*GSP*, mm), “temperatura media en el mes más frío” (enero) (*MTCM*, °C), “temperatura media mínima en el mes más frío” (*MMIN*, °C), “temperatura media en el mes más cálido” (junio) (*MTWM*, °C), “temperatura media máxima en el mes más cálido” (*MMAX*, °C), “promedio de duración del periodo libre de heladas” (*FFP*, días) y “día del año en que es probable que ocurra la última helada en primavera” (*SDAY*, día) (Hutchinson, 2004; Rehfeldt *et al.*, 2006).

Los datos de estas nueve variables climáticas se obtuvieron para cada conglomerado a partir de sus coordenadas geográficas y altitud sobre el nivel del mar; con el apoyo del servidor del Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, que modela información climática con base en los datos registrados de 1961 a 1990 de poco más de 6000 estaciones climatológicas de México, sur de Estados Unidos, Guatemala, Belice y Cuba (Crookston *et al.*, 2008; Sáenz-Romero *et al.*, 2010). Las variables fueron modeladas usando el software Anusplin ver. 4.3[®] propuesto por Hutchinson (2004). Adicionalmente, se consideraron la “altitud sobre el nivel del mar” (*ASL*, m), y el espesor del suelo en el que pueden penetrar y desarrollarse potencialmente las raíces; referido aquí como la “profundidad del suelo” (*DS*, cm). Estas dos últimas variables se obtuvieron directamente en campo. La primera a partir del sistema global de navegación por satélite (GPS) y, la segunda, al introducir una barrena metálica de 100 cm de longitud en el centro de la parcela (Conafor, 2009). En total se probaron once variables independientes. Los acrónimos de estas variables provienen de sus nombres en inglés mencionados y referidos en trabajos previos (Sáenz-Romero *et al.*, 2010; Martínez-Antúnez *et al.*, 2013).

Análisis estadístico

Para determinar el conjunto de variables que posiblemente explican mejor la abundancia de cada especie estudiada, se realizó un análisis de regresión lineal múltiple por el método *stepwise* usando el procedimiento REG del Sistema de Análisis Estadístico conocido como SAS[®] (SAS Institute, 2001), planteando la hipótesis de que las 11 variables ambientales permiten construir modelos lineales para predecir la abundancia de las coníferas. Se introdujeron las once variables para cada especie en el modelo, empleando el procedimiento RSQUARE; el cual permite visualizar los coeficientes de determinación resultantes al incluir en el modelo todas y cada una de las variables, haciendo todas las combinaciones posibles (Pomareda, 1980). Posteriormente mediante el método MAXR fue posible determinar el mejor modelo con una

variable para cada especie, el mejor modelo con dos variables, el mejor con tres y así sucesivamente, probando incluso si mejoraba el modelo al introducir las once variables ambientales.

Ese procedimiento posibilitó realizar comparaciones entre los indicadores de ajuste de cada modelo, permitiendo al final elegir el mejor de todos los modelos para cada especie, según los siguientes criterios de ajuste: coeficiente de determinación ajustado (R^2_{Adj}), indicador de Mallows (CP), la raíz del cuadrado medio del error ($RCME$), la contribución significativa de cada parámetro en el modelo ($p < 0.01$) y el criterio de información de Akaike (AIC) (Pomareda, 1980). Debido a que este último estadístico tiene una estrecha relación con los primeros, se omite mencionarlo en la parte de resultados y discusión. Los niveles de significancia usados fueron de $\alpha = 0.05$ y 0.01 .

RESULTADOS

Los resultados muestran que hay una escasa relación lineal entre la densidad de la mayoría de las especies y las variables ambientales estudiadas (Tabla 1). Los factores ambientales que se incluyeron en mayor cantidad de modelos son: GSP , FFP , ASL y MAP , apareciendo en al menos 10 modelos cada una; en tanto que los que aparecieron en menor cantidad fueron $MTWM$ y $MMAX$, apareciendo solamente en seis modelos cada una (Tabla 1). En la tabla 1 se muestran los parámetros estimados y los indicadores de ajuste de los modelos que resultaron significativos con $p < 0.001$.

A pesar de que los valores del coeficiente de correlación ajustado (R^2_{Adj}) fueron pequeños, el resto de los indicadores como el criterio de Mallows (CP), la raíz del cuadrado medio del error ($RCME$) y, sobre todo, la significancia de los parámetros, confirman que algunas variables tienen un efecto mayor que otras en la densidad de las especies estudiadas. En algunos casos, el R^2_{Adj} de algunos modelos se incrementó al introducir un mayor número de variables o cambiar una por otra; sin embargo, los parámetros respectivos no resultaron significativos o los valores del sesgo y la magnitud del error resultaron elevados, por lo que estas variables fueron excluidas de los modelos. Esto sucedió en

el caso de *Abies durangensis* al incluir $SDAY$ y $MTWM$ o el *Pinus chihuahuana* al incluir GSP , MAP y DS .

Resultaron tres modelos que se ajustaron significativamente con solo dos variables, el de *Abies durangensis* al incluir ASL y GSP , el de *Pinus engelmannii* con ASL y $MTWM$, y el de *Pinus chihuahuana* con la profundidad del suelo (DS) y el periodo libre de heladas (FFP) (Tabla 1). Para el caso de *Juniperus flaccida*, no hubo un modelo que cumpliera con los criterios de ajuste, en donde en el mejor de los casos, el CP y la $RCME$ mostraron valores de 0.2 y 3.04 respectivamente, pero con un $Pr > F$ igual a 0.080, al incluir la precipitación media anual y el promedio de duración del periodo libre de heladas.

Resultados por grupos de variables

Precipitación

La precipitación ocurrida durante los meses de abril a septiembre (periodo de mayor actividad vegetativa) mostró contribución significativa en la mayoría de los modelos (65% de las especies estudiadas), adquiriendo una importancia igual o quizá mayor que la precipitación media anual. Lo anterior fue más evidente en *Pseudotsuga menziesii*, en *Juniperus deppeana*, y en varias especies de *Pinus*, como *P. durangensis*, *P. teocote*, *P. luzmariae*, *P. cembroides*, por citar algunas.

Temperatura

Setenta y cinco por ciento de los modelos, que representa el mismo porcentaje de las especies estudiadas, mostraron sensibilidad por las temperaturas mínimas; 45% por la temperatura media anual y 65% por las temperaturas máximas. Siendo la temperatura media mínima del mes más frío ($MMIN$) la que apareció más veces en los modelos seleccionados (en nueve ocasiones). Las dos mediciones de temperatura mínima revelaron influencias significativas en *Juniperus deppeana*, *Pinus arizonica*, *Pinus durangensis*, *Pinus lumholtzii* y *Cupressus lusitanica*, en tanto que las mediciones de temperatura máxima: la media en el mes más cálido y la media máxima en el mismo mes, fueron significativas en seis modelos cada una. La tempera-

TABLA 1. Parámetros estimados e indicadores de ajuste de los mejores modelos de regresión encontrados.

| Especies | b0 | b1 | b2 | b3 | b4 | b5 | b6 | b7 | b8 | b9 | RMSE | CP | R²Adj | Pr > F |
|------------------------------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|------------|
| <i>Pinus engelmannii</i> | 12.87 | -0.002 | -0.380 | | | | | | | | 4.58 | -0.12 | 0.02 | <0.0001*** |
| | | ASL | MTWM | | | | | | | | | | | |
| <i>Pinus chihuahuana</i> | 1.74 | -0.008 | -0.004 | | | | | | | | 3.55 | -1.74 | 0.01 | 0.000*** |
| | | DS | FFP | | | | | | | | | | | |
| <i>Cupressus lusitanica</i> | 5.83 | -0.001 | -0.153 | -0.022 | -0.011 | | | | | | 2.14 | -0.99 | 0.01 | 0.000*** |
| | | ASL | MMIN | SDAY | FFP | | | | | | | | | |
| <i>Pinus leiophylla</i> | 23.76 | -0.007 | 3.515 | -1.490 | -3.070 | | | | | | 7.11 | 13.14 | 0.08 | <0.0001*** |
| | | ASL | MAT | MMIN | MTWM | | | | | | | | | |
| <i>Pinus teocote</i> | -3.91 | 0.024 | 0.021 | -0.026 | 0.047 | | | | | | 11.15 | 6.59 | 0.07 | <0.0001*** |
| | | DS | MAP | PAVP | SDAY | | | | | | | | | |
| <i>Pinus luzmariae</i> | 2.80 | 0.202 | -0.004 | 0.006 | -0.218 | | | | | | 1.68 | 2.30 | 0.05 | <0.0001*** |
| | | MAT | MAP | PAVP | MMAX | | | | | | | | | |
| <i>Pinus maximinoi</i> | 3.26 | 0.001 | -0.222 | 0.050 | 0.054 | -0.006 | | | | | 0.51 | 2.36 | 0.03 | <0.0001*** |
| | | ASL | MAT | MMIN | MMAX | SDAY | | | | | | | | |
| <i>Pinus cembroides</i> | 4.74 | -4.922 | -0.027 | 0.033 | 1.013 | 3.678 | | | | | 6.54 | 5.87 | 0.10 | <0.0001*** |
| | | MAT | MAP | PAVP | MMIN | MTWM | | | | | | | | |
| <i>Pinus lumholtzii</i> | 16.073 | -0.022 | -0.989 | 1.100 | 0.141 | 0.065 | | | | | 7.32 | 7.5 | 0.04 | <0.0001*** |
| | | DS | MTCM | MMIN | SDAY | FFP | | | | | | | | |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> | -2.393 | 0.0011 | 0.0061 | 0.0053 | -0.008 | 0.2426 | -0.008 | | | | 2.30 | 8.3 | 0.02 | <0.0001*** |
| | | ASL | DS | MAP | GSP | MTCM | FFP | | | | | | | |
| <i>Pinus cooperi</i> | -17.736 | -1.645 | 0.006 | 1.366 | -0.932 | 0.799 | 0.021 | | | | 6.75 | 5.4 | 0.03 | <0.0001*** |
| | | MAT | GSP | MTCM | MMIN | MMAX | FFP | | | | | | | |
| <i>Pinus douglasiana</i> | -4.748 | 0.001 | 0.699 | 0.001 | -0.486 | -0.375 | 0.015 | | | | 1.62 | 3.9 | 0.07 | <0.0001*** |
| | | ASL | MAT | GSP | MMIN | MMAX | FFP | | | | | | | |
| <i>Pinus strobiformis</i> | -9.112 | 0.002 | 0.010 | 0.024 | -0.031 | 0.833 | -0.453 | -0.014 | | | 3.88 | 7.4 | 0.14 | <0.0001*** |
| | | ASL | DS | MAP | GSP | MTCM | MMIN | FFP | | | | | | |
| <i>Pinus oocarpa</i> | -1.273 | 0.001 | 0.003 | 0.002 | -0.172 | -0.267 | 0.242 | -0.034 | | | 1.96 | 7.6 | 0.06 | <0.0001*** |
| | | ASL | DS | GSP | MMIN | MTWM | MMAX | SDAY | | | | | | |
| <i>Pinus herrerae</i> | -15.535 | 0.002 | 0.011 | 0.012 | -0.011 | -0.327 | 0.333 | 0.013 | | | 4.82 | 6.6 | 0.04 | <0.0001*** |
| | | ASL | DS | MAP | GSP | MTCM | MMAX | FFP | | | | | | |
| <i>Pinus durangensis</i> | -14.354 | 0.007 | -6.089 | 0.043 | -0.035 | 2.314 | 4.562 | -0.104 | 0.101 | | 11.63 | 9.3 | 0.16 | <0.0001*** |
| | | ASL | MAT | MAP | GSP | MTCM | MTWM | SDAY | FFP | | | | | |
| <i>Pinus arizonica</i> | 89.146 | 0.026 | 8.873 | 0.071 | -0.102 | 2.678 | -4.751 | -7.005 | 0.445 | 0.268 | 11.70 | 9.4 | 0.11 | <0.0001*** |
| | | DS | MAT | MAP | GSP | MTCM | MMIN | MTWM | SDAY | FFP | | | | |
| <i>Juniperus deppeana</i> | 16.907 | 0.014 | -2.902 | 0.019 | -0.027 | 2.845 | -0.827 | 0.790 | 0.080 | 0.054 | 5.88 | 9.7 | 0.08 | <0.0001*** |
| | | DS | MAT | MAP | GSP | MTCM | MMIN | MMAX | SDAY | FFP | | | | |

*b0, b1, b2... b9: parámetros estimados, RMSE: raíz del cuadrado medio del error, CP: coeficiente de Mallows, R²Adj: coeficiente de determinación ajustada, Pr > F: nivel de significancia, ***: P < 0.001; ASL: altitud sobre el nivel del mar (m), GSP: precipitación acumulada de las medias de los meses de abril a septiembre (mm), MTWM: temperatura media en el mes más cálido (°C), MAP : precipitación media anual (mm), FFP: promedio de duración del periodo libre de heladas (días), DS: profundidad del suelo (cm), MMIN: temperatura media mínima en el mes más frío (°C), MTCM: temperatura media en el mes más frío (°C) SDAY: día en el que ocurre la última helada en primavera (día), MMAX: temperatura media máxima en el mes más cálido (°C) y MAT: temperatura media anual (°C).

tura media anual fue observada en los modelos de: *Juniperus deppeana*, *P. arizonica*, *P. durangensis*, *P. herrerae*, *P. oocarpa*, *P. strobiformis*, *P. douglasiana*, *P. maximinoi* y *P. luzmariae* (Tabla 1).

Suelo

La profundidad del suelo (*DS*), única variable edafológica, mostró contribución significativa en nueve modelos. La mayoría en modelos del género *Pinus* como: *P. arizonica*, *P. herrerae*, *P. chihuahuana*, *P. teocote*, *P. lumholtzii*, *P. strobiformis* y *P. oocarpa*, además de *Juniperus deppeana* y *Pseudotsuga menziesii* (Tabla 1).

Heladas

El promedio de duración del periodo libre de heladas (*FFP*) fue uno de los parámetros que tuvo mayor contribución en varios modelos elegidos, entre los que destacan los de *Pinus chihuahuana*, *Pinus arizonica*, *Pinus lumholtzii*, *Pinus herrerae*, *Pinus strobiformis*, *Juniperus flaccida* y *Cupressus lusitanica*.

Altitud sobre el nivel del mar

Esta variable ocupó el tercer orden en cuanto a las variables con mayor número de apariciones en los modelos ajustados. A menudo apareció junto con otros elementos climáticos como el periodo de duración libre de heladas, la precipitación y las temperaturas máximas y mínimas. Las especies que mostraron fuertes indicios de afectación por esta variable fueron: *Pinus durangensis*, *Pinus engelmannii*, *Pinus teocote*, *Pseudotsuga menziesii*, *Abies durangensis* y *Cupressus lusitanica*, entre otras.

DISCUSIÓN

La escasa relación lineal encontrada entre la densidad de la mayoría de las especies y las variables ambientales no necesariamente significa que los elementos climáticos, la profundidad del suelo y las variables fisiográficas no afectan a la densidad de las especies evaluadas; más bien, puede sugerir que las relaciones no son lineales, sino cuadráticas, cúbicas, exponenciales, logarítmicas, o alguna otra (Wang y Shiqiang, 2011). En la mayoría de los casos

resultó complicado determinar con precisión el tipo de relación existente entre cada variable ambiental y la densidad de cada especie con solo observar la gráfica. Algunas veces, la nube de puntos mostró alguna tendencia más o menos definida (Figs. 1 y 3); para lo anterior, podría usarse alguna función de probabilidad, por ejemplo la función de densidad de *Weibull* por considerarse una función que genera modelos robustos y flexibles para definir puntos de máxima probabilidad de abundancia (Torres-Rojo, 2005). Las figuras 1 y 3 sugieren un espacio climático bien definido para las especies en particular; en este caso la figura 3 ilustra una mayor concentración de puntos alrededor de 2500 m, lo que significa que el intervalo de distribución de *Pinus cooperi* no es muy amplio si se toma en cuenta solamente la altitud sobre el nivel del mar, en tanto que para *Pinus cembroides* en relación con la precipitación durante el periodo vegetativo (*GSP*), la densidad óptima ocurre cercana a los 500 mm, en contraste con las figuras 2 y 4, donde no hay una tendencia clara, ni de la distribución de los puntos, ni el tipo de relación entre cada par de variables. El caso de la figura 2 ilustra una densidad muy dispersa del *Pinus strobiformis*, a pesar de que se trata de la misma variable de la figura 1 (*GSP*).

El escaso ajuste de los modelos puede ser debido a varias razones, algunas de las cuales se mencionan a continuación: (i) empleando el método del factor de inflación de la varianza, se detectó un alto grado de colinealidad entre las variables predictivas, en particular, los elementos climáticos; (ii) fueron estudiadas solo algunas variables ambientales, pero en el sistema natural existen múltiples variables y ocurren complejas interacciones que alteran la distribución y la abundancia de las plantas (Soberón y Peterson, 2005). Es probable que sean otras variables las que explican mejor la densidad de las coníferas, (que podrían usarse para predecir la densidad de los árboles) y que no fueron consideradas en este estudio; por ejemplo, factores edafológicos como las propiedades físicas y químicas del suelo, la fauna local, que de forma directa o indirecta logra incidir en la densidad de las coníferas (por ejemplo animales que se alimentan de semillas y que ayudan a dispersarlas), además de las perturbaciones en las

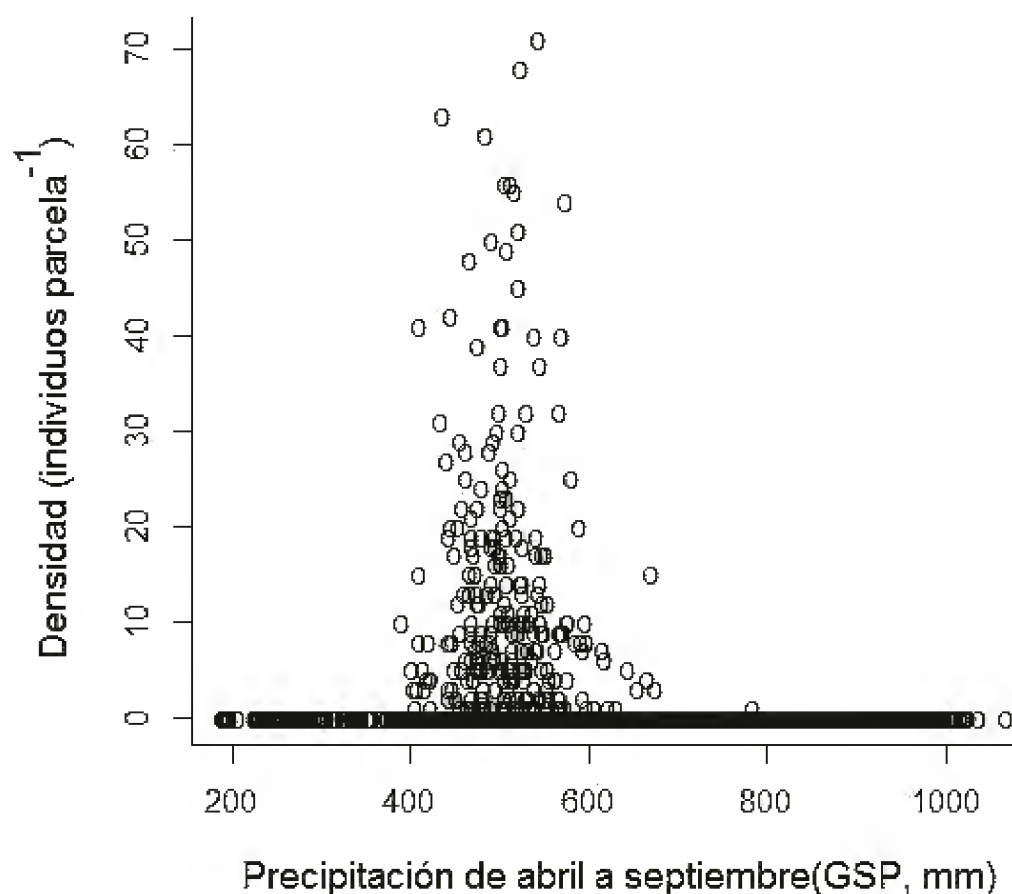


FIGURA 1. Relación entre la densidad de *Pinus cembroides* y la precipitación abril-septiembre.

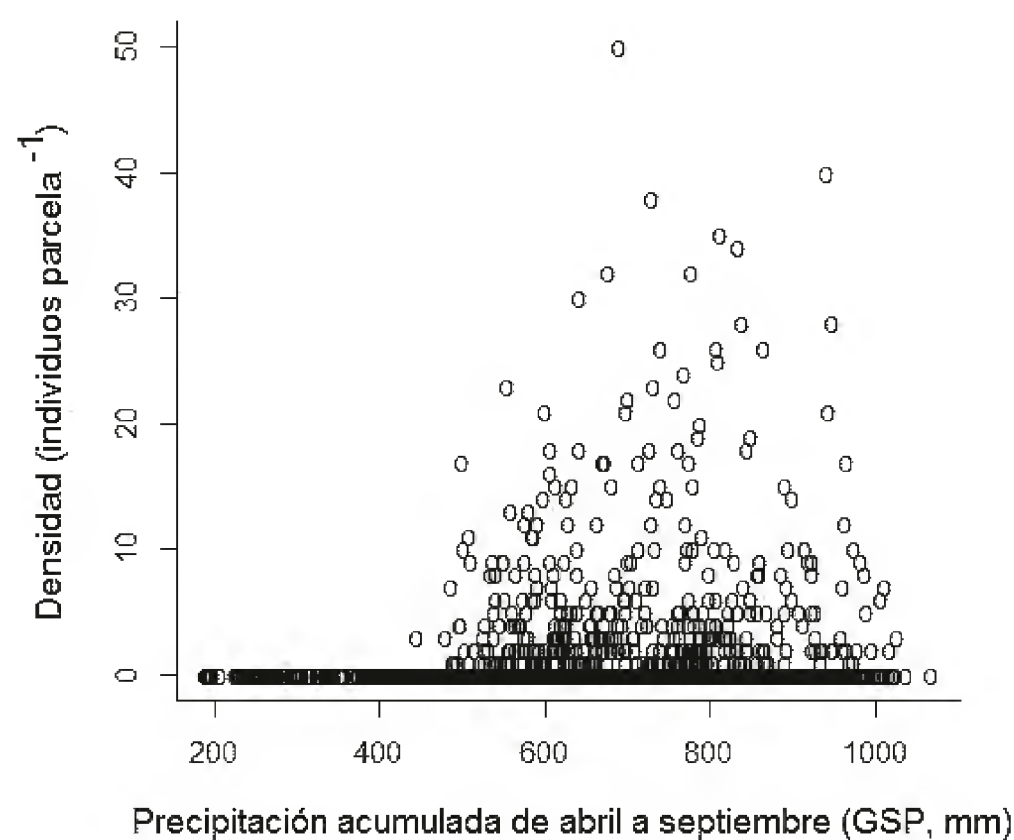


FIGURA 2. Relación entre la densidad de *Pinus strobiformis* y la precipitación de abril a septiembre.

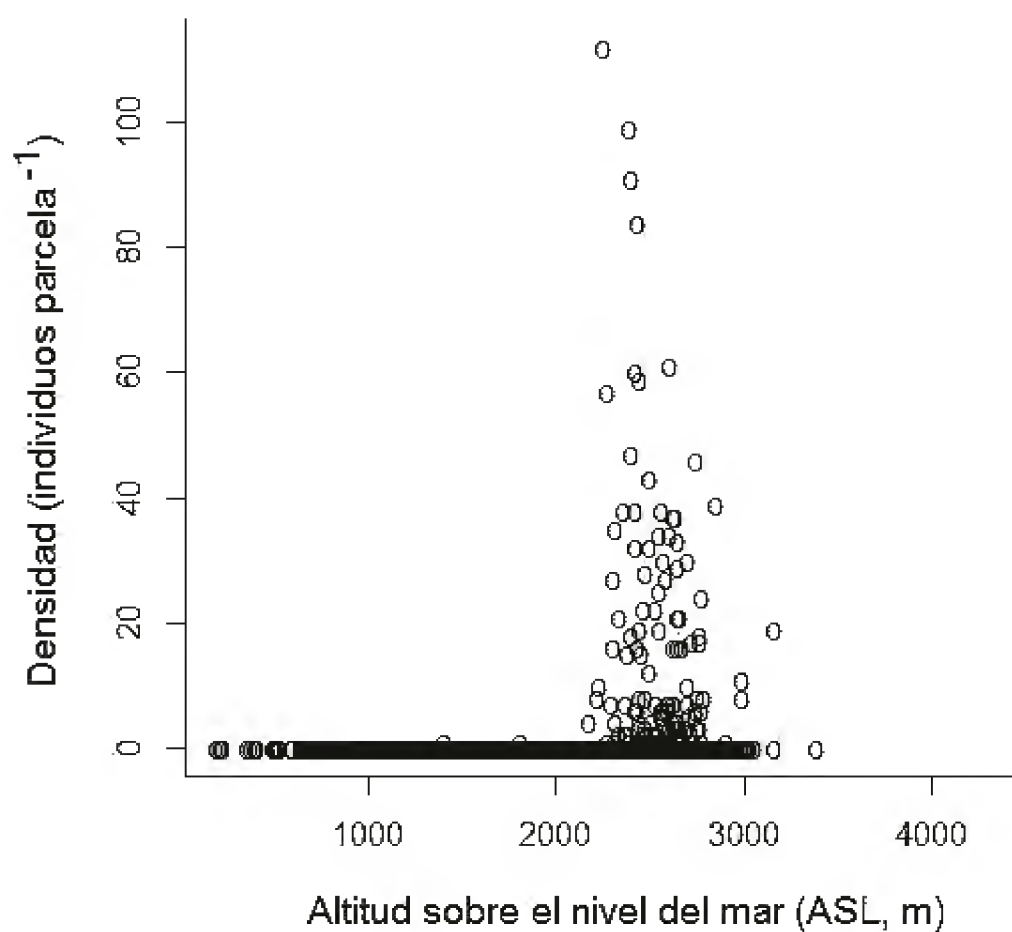


FIGURA 3. Relación entre la densidad de *Pinus cooperi* y la altitud sobre el nivel del mar.

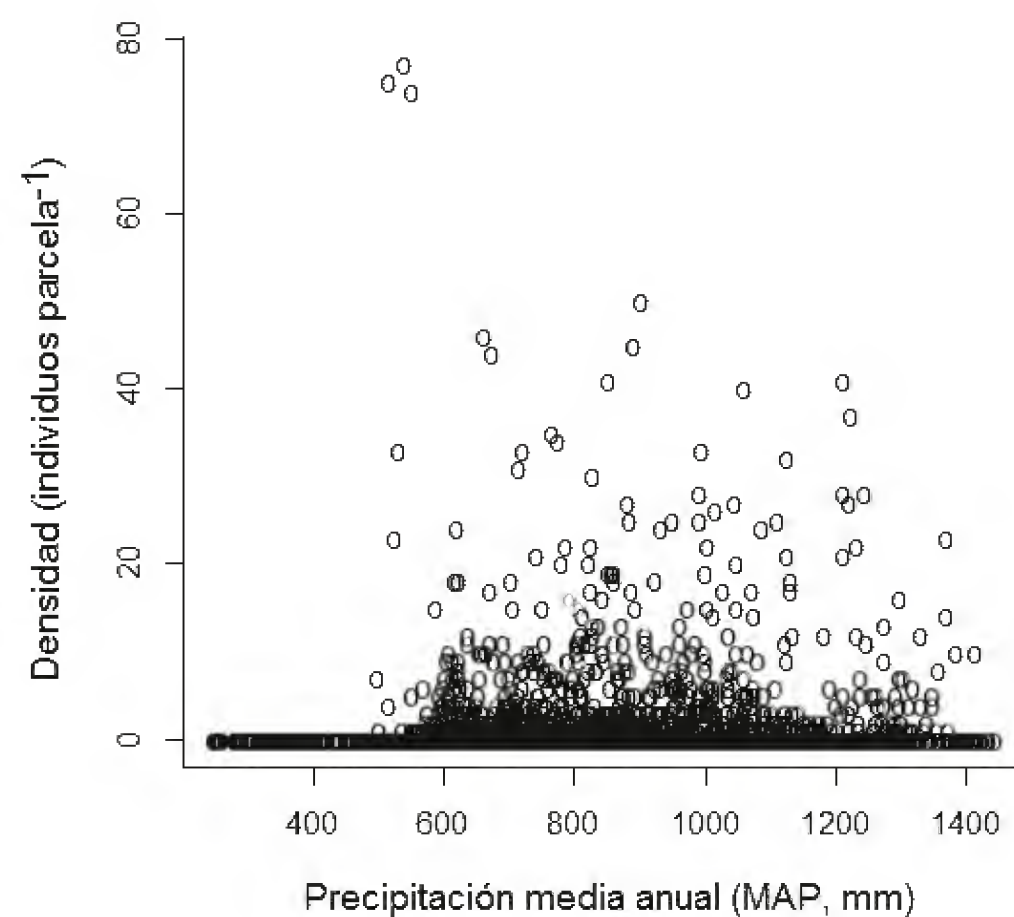


FIGURA 4. Relación entre la densidad de *Juniperus deppeana* y la precipitación media anual.

parcelas de muestreo por la actividad ganadera; el establecimiento de vías de comunicación como las brechas de saca, las líneas eléctricas; la extracción excesiva de algunas coníferas con propósitos maderables (*Pinus durangensis*, *Pinus engelmannii*, *Pinus cooperi* y *Pinus arizonica*) o

cualquier otra actividad antropogénica que altera la densidad natural de las especies estudiadas.

Del lado de las variables independientes analizadas en este estudio, hay que tomar en cuenta (i) el posible error en los datos climáticos, pues no fueron medidos sino

modelados para cada conglomerado; (ii) la influencia de la distancia entre cada unidad de muestreo principal dispuestas cada 5 km, pues debido a las características de la zona de estudio, en escasos kilómetros, incluso en metros, diversas condiciones de los sitios cambian, esto como resultado de la orografía, los tipos de suelo, la presencia de cuerpos de agua o arroyos, y otros aspectos locales; (iii) por último, considerar que la abundancia de cualquier organismo no solo depende de los factores externos, sino también dependen en gran medida de las características genéticas consecuencia de la evolución, que tampoco se consideraron en los modelos de regresión probados (Soberrón y Peterson, 2005).

A pesar de los bajos resultados mostrados por los indicadores de bondad del ajuste de la regresión, el grado de ajuste y los parámetros de los modelos cambiaron al introducir distintas variables y al hacer varias combinaciones, lo que soporta el planteamiento de que cada variable influye a diferente escala y magnitud sobre cada individuo en particular, lo que complica hacer una predicción precisa usando solamente algunas variables de las que existen en el sistema natural.

Las temperaturas extremas, la altitud sobre el nivel del mar, el día de la última helada en primavera y el periodo libre de heladas aparecen en los modelos de *Pinus herrerae*, *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus arizonica* y *Pinus maximinoi*; siendo esto comparable con lo obtenido en un estudio anterior (Martínez-Antúnez *et al.*, 2013) en donde se encontraron altas correlaciones entre las variables citadas y la densidad de las mismas especies; si bien, en este trabajo se valoró la contribución significativa de cada variable en la construcción de modelos de regresión lineal y en el estudio citado se evaluó el grado de correlación individual entre la abundancia de cada especie y cada una de las variables climáticas analizadas, los resultados de ambos estudios sugieren una posible relación de causalidad y dependencia entre algunas de las variables explicativas y la densidad de los árboles. Como ejemplos pueden citarse los casos de: *Juniperus deppeana*, *Pinus arizonica*, *Pinus durangensis* y *Pinus herrerae*, que en sus respectivos modelos comparten al menos tres variables climáticas: la

precipitación media anual, la precipitación de abril a septiembre y la temperatura media en el mes más frío (Tabla 1) lo que puede explicar la coexistencia de algunas de estas especies en algunas localidades como lo registran Wehenkel *et al.* (2011), González-Elizondo *et al.* (2012) y Silva-Flores *et al.* (2014).

La precipitación ha sido referida en numerosas ocasiones como uno de los factores decisivos en la distribución y abundancia de la vegetación forestal (Jabro *et al.*, 2009; Wittmer *et al.*, 2010; Meng *et al.*, 2011). Pero pocas veces se ha señalado que no sólo resulta importante la cantidad o la frecuencia de precipitación, sino la temporada en que ésta ocurre. Los resultados de este trabajo sugieren que la precipitación de abril a septiembre incide más que la precipitación media anual, debido a que en este periodo hay mayor actividad vegetativa (Sáenz-Romero *et al.*, 2010).

Por otro lado, la inestabilidad de la temperatura en ciertos periodos del año debe tomarse en cuenta, pues en algunos periodos la temperatura es más inestable que en otros; por ejemplo en verano es más inestable que en invierno (Sáenz-Romero *et al.*, 2010), por lo que es muy probable que algunas especies (las menos sensibles a las variaciones), tengan mayor distribución y sean más abundantes en algunas zonas (Moreno, 2008), por ello, las temperaturas extremas deben considerarse también como factores decisivos en la distribución y abundancia de la vegetación forestal.

Debido a la baja precisión de ajuste de los modelos, se recomienda implementar otras técnicas de análisis en el futuro con el propósito de mejorar las estimaciones; por ejemplo emplear la regresión no lineal de cuantiles, o tal vez probar diferentes tipos de ecuaciones no lineales para modelar de forma separada la densidad de cada especie con cada variable (Torres-Rojo, 2005; Nord-Larsen y Cao, 2006).

Otra posible alternativa es el empleo de métodos multivariados no paramétricos, tales como los árboles de clasificación y regresión, o conocidos como modelos Cart por sus siglas en inglés "Classification and Regression Trees"; propuesta por Breiman *et al.* (1984). Este



tipo de análisis permitirá agrupar a las especies según sus cualidades particulares, a través de una técnica de partición que se obtiene de *forma recursiva* mediante una serie de combinaciones binarias expresadas en términos de una única variable independiente en cada momento, pudiéndose identificar ciertos perfiles o vectores que permitan describir a los individuos estudiados (Hu *et al.*, 2010).

CONCLUSIONES

No se encontró relación lineal robusta entre las variables independientes y la densidad de las especies de árboles estudiadas, por lo que las variables climáticas empleadas no fueron suficientes para estimar con precisión la densidad de las coníferas mediante modelos de regresión lineal múltiple. Por lo anterior, se rechaza la hipótesis de que las once variables estudiadas permiten construir modelos lineales significativos para estimar la abundancia de las especies seleccionadas. Por otro lado, los resultados sugieren que cada variable actúa a diferente intensidad sobre la abundancia de cada especie de conífera.

RECONOCIMIENTOS

A los Doctores Klaus von Gadow, Cuauhtémoc Sáenz Romero, José Javier Corral Rivas y Martha González Elizondo por sus importantes comentarios y sugerencias en esta y en las distintas fases del trabajo de investigación, así como a la Comisión Nacional Forestal, Delegación Durango y al Servicio Forestal del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (SF-USDA) por aportar información valiosa durante todo el trabajo de investigación. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada durante los estudios de Doctorado.

REFERENCIAS

- Aitken S., N.S. Yeaman, J.A. Holliday, T. Wang y S. Curtis-McLane. 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1(1):95-111.
- Aragón-Piña, E.E., A. Garza-Herrera, M.S. González-Elizondo e I. Luna-Vega. 2010. Composición y estructura de las comunidades vegetales del rancho El Duranguense, en la Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81(3):771-787.
- Breiman, L., J.H. Friedman, R.A. Olshen y J. Stone, 1984. Classification and regression trees. 1a ed. Wadsworth International Group. Belmont. p:102-116.
- Conafor (Comisión Nacional Forestal). 2009. Manual y procedimientos para el muestreo de campo - Inventario Nacional Forestal y de Suelos -[http://148.223.105.188:2222 / gif/snif_portal/secciones/inventarionacional/documentos/ManualMuestreoCampo.pdf](http://148.223.105.188:2222/gif/snif_portal/secciones/inventarionacional/documentos/ManualMuestreoCampo.pdf). Fecha de Consulta: 7 de octubre de 2010.
- Crausbay, S.D. y S.C. Hotchkiss. 2010. Strong relationships between vegetation and two perpendicular climate gradients high on a tropical mountain in Hawai'i. *Journal of Biogeography* 37(6):1160-1174.
- Crookston, N.L., E.G. Rehfeldt, D.E. Ferguson y M. Warwell. 2008 - FVS and global warming: A prospectus for future development. In: R.N. Havis, N.L. Crookston, comps. Third forest vegetation simulator Conference 2007. 13-15 de febrero; Fort Collins, CO. Proceedings RMRS-P-54. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p:7-16.
- Desai, A.R., A. Noormets, P.V. Bolstad, J. Chen, B.D. Cook, K.J. Davis, E.S. Euskirchen, C. Gough, J.G. Martin, D.M. Ricciuto, H.P. Schmid, J. Tang y W. Wang. 2008. Influence of vegetation and seasonal forcing on carbon dioxide fluxes across the Upper Midwest, USA: implications for regional scaling. *Agricultural and Forest Meteorology* 148(2):288-308.
- García, E. 1998. Climas (Clasificación de Köppen, modificada por García) Escala 1:1 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México.
- González-Elizondo, M.S., M. González-Elizondo, J.A. Tena-Flores, L. Ruacho-González y I.L. López-Enríquez. 2012. Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: una síntesis. *Acta Botanica Mexicana* 100:351-403.
- Goparaju, L. y C.S. Jha. 2010. Spatial dynamics of species diversity in fragmented plant communities of a Vindhyan dry tropical forest in India. *Tropical Ecology* 51(1):55-65.

- Hu, W., K. Mengersen y S. Tong. 2010. Risk factor analysis and spatiotemporal CART model of cryptosporidiosis in Queensland, Australia. *BMC infectious diseases* 10(1):311.
- Hutchinson, M.F. 2004. ANUSPLIN version 4.3 user guide. Centre for Resource and Environmental Studies. The Australian National University. Canberra. 54 p.
- Jabro, J.D., R.G. Evans y Y. Kim. 2009. Estimating in situ soil-water retention and field water capacity in two contrasting soil textures. *Irrigation Science* 27(3):223-229.
- Jahan, N. y T.Y. Gan. 2011. Modelling the vegetation-climate relationship in a boreal mixedwood forest of Alberta using normalized difference and enhanced vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing* 32(2):313-335.
- Jonsson, B., S. Holm y H. Kallur. 1992. A forest inventory method based on density-adapted circular plot size. *Scandinavian Journal of Forest Research* 7(1-4):405-421.
- Li, Y., M.J. Bunting, Q. Xu, S. Jiang, W. Ding y L. Hun. 2011. Pollen-vegetation-climate relationships in some desert and desert-steppe communities in northern China. *The Holocene* 21(6):997-1010.
- Li, Z. y X. Guo. 2012. Detecting climate effects on vegetation in northern mixed prairie using NOAA AVHRR 1-km time-series NDVI data. *Remote Sensing* 4(1):120-134.
- Martínez-Antúnez, P., C. Wehenkel, J.C. Hernández-Díaz, M. González-Elizondo, J.J. Corral-Rivas y A. Pinedo-Álvarez. 2013. Effect of climate and physiography on the density of trees and shrubs species in Northwest Mexico. *Polish Journal of Ecology* 61(2):283-295.
- Meng, M., J. Ni, y M. Zong. 2011. Impacts of changes in climate variability on regional vegetation in China: NDVI-based analysis from 1982 to 2000. *Ecological Research* 26(6):421-428.
- Michaelian, M., E.H. Hogg, R. Hall y E. Arsenault. 2011. Massive mortality of aspen following severe drought along the southern edge of the Canadian boreal forest. *Global Change Biology* 17(6):2084-2094.
- Moreno, J.M. 2008. Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. *Boletín CF+ S* (38/39). Disponible en: <http://habitat.aq.upm.es/boletin/n38/>.
- Nord-Larsen, T. y Q.V. Cao. 2006. A diameter distribution model for even-aged beech in Denmark. *Forest Ecology and Management* 231(1):218-225.
- Pomareda, C. 1980. Introducción al uso del programa SAS para análisis de regresión. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNAAS505.pdf. Fecha de consulta: 12 de septiembre de 2012.
- Rehfeldt, G.E., N.L. Crookston, C. Sáenz-Romero y E.M. Campbell. 2012. North American vegetation model for land-use planning in a changing climate: a solution to large classification problems. *Ecological Applications* 22(1):119-141.
- Rehfeldt, G.E., N.L. Crookston, M.V. Warwell y J.S. Evans. 2006. Empirical analyses of plant-climate relationships for the western United States. *International Journal of Plant Sciences* 167(6):1123-1150.
- Rzedowski, J. 1978. Vegetación de México. Limusa. México, D.F. 432 p.
- Sáenz-Romero, C., G.E. Rehfeldt, N.L. Crookston, P. Duval, R. St-Amant, J. Beaulieu y B.A. Richardson. 2010. Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climatic Change* 102(3-4):595-623.
- SAS Institute Inc. 2001 SAS/STAT 9.1 User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Silva-Flores, R., G. Perez-Verdin y C. Wehenkel. 2014. Patterns of tree species diversity in relation to climatic factors on the Sierra Madre Occidental, Mexico. *PLoS ONE* 9(8):e105034. doi:10.1371.
- Soberón, J.M. y A.T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2(2005):1-10.
- Torres-Rojo J.M. 2005. Predicción de distribuciones diamétricas multimodales a través de mezclas de distribuciones Weibull. *Agrociencia* 39(2):211-220.
- Wang, T. y Z. Shiqiang. 2011. Study on linear correlation coefficient and nonlinear correlation coefficient in mathematical statistics. *Studies in Mathematical Sciences* 3(1):58-63.
- Wehenkel, C., J.J. Corral-Rivas y J.C. Hernández-Díaz. 2011. Genetic diversity in relation to secondary succession of



- forest tree communities. *Polish Journal of Ecology* 59(1):45-54.
- Wittmer, M.H., K. Auerswald, Y. Bai, R. Schaeufele y H. Schnyder. 2010. Changes in the abundance of C3/C4 species of Inner Mongolia grassland: evidence from isotopic composition of soil and vegetation. *Global Change Biology* 16(6):605-616.
- Worrall, J.J., L. Egeland, T. Eager, R.A. Mask, E.W. Johnson, P.A. Kemp y W.D. Shepperd. 2008. Rapid mortality of *Populus tremuloides* in southwestern Colorado, USA. *Forest Ecology and Management* 255(3):686-696.
- Zhu Q., H. Jiang, J. Liu, C. Peng, X. Fang, S. Yu, G. Zhou, X. Wei y W. Ju. 2011. Forecasting carbon budget under climate change and CO2 fertilization for subtropical region in China using integrated biosphere simulator (IBIS) model. *Polish Journal of Ecology* 59(1):3-24.
- Manuscrito recibido el 29 de agosto de 2013.
Aceptado el 29 de mayo de 2014.
- Este documento se debe citar como:
Martínez-Antúnez, P., J.C. Hernández-Díaz, C. Wehenkel y C.A. López-Sánchez. 2015. Estimación de la densidad de especies de coníferas a partir de variables ambientales. *Madera y Bosques* 21(1):23-33.



Drought stress in provenances of *Lupinus elegans* from different altitudes

Estrés por sequía en *Lupinus elegans* procedentes de diferentes altitudes

José Carmen Soto-Correa¹, Cuauhtémoc Sáenz-Romero¹, Horacio Paz²
y Roberto Lindig-Cisneros^{2,*}

¹ Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (IIAF-UMSNH). Michoacán, México.

² Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad. Universidad Nacional Autónoma de México. Michoacán, México.

* Corresponding author. rlindig@cieco.unam.mx

ABSTRACT

The response of plants to altitudinal gradients depends on several factors and might differ among life strategies. Understanding these responses is highly relevant for management of forest species, particularly under climate change scenarios. We explored the response to drought of different provenances of *Lupinus elegans*, obtained from an altitudinal gradient. This species is a shrub that acts as a nurse plant in temperate forests in its geographical range. Seeds were collected from five natural provenances across an altitudinal gradient (2312 m to 2885 m a.s.l.). A common-garden experiment was conducted with four drought treatments (irrigation at every 3, 7, 15 and 21 days) in a shade-house located at 1972 m a.s.l. All provenances presented reduced heights and numbers of leaves with increased drought intensity, regardless of site of origin. Survival among provenances presented an altitudinal pattern, where those belonging to higher sites exhibited greater survival. Provenances from lower altitudes, coming from drier and warmer sites, exhibited poorer survival against drought stress. Overall, our results indicate that there are differences among provenances, but since this species is a short lived perennial (five years on average), it is more sensitive to microclimate than to conditions determined for large scale patterns such as altitudinal gradients. This should be considered for management practices such as ecological restoration.

KEY WORDS: altitudinal gradient, climate change, Fabaceae, pine forest, restoration.

RESUMEN

La respuesta de las plantas a los gradientes altitudinales depende de varios factores y puede variar entre estrategias de vida. Entender esta respuesta es relevante para el manejo de especies forestales, en particular ante los efectos esperados del cambio climático. En este trabajo se exploró la respuesta a la sequía de diferentes procedencias de *Lupinus elegans*, obtenidas de un gradiente altitudinal. Esta especie es un arbusto que actúa como planta nodriza en bosques templados a lo largo de su área de distribución geográfica. Se colectaron semillas de cinco procedencias a lo largo de un gradiente altitudinal (2312 m a 2885 m snm). Se llevó a cabo un experimento de jardín común con cuatro tratamientos de sequía (riego cada 3, 7, 15 y 21 días) en una casa de sombra localizada a 1972 m snm. Las plantas de todas las procedencias mostraron un menor tamaño y número de hojas conforme aumentó el grado de sequía, independientemente de la procedencia.

La supervivencia entre las procedencias mostró una relación con el gradiente altitudinal de origen, pues aquellas procedentes de sitios a mayor altitud mostraron mayor supervivencia. Las procedencias de altitudes menores, que en principio son de lugares más secos y cálidos, mostraron baja supervivencia en respuesta a la sequía. Los resultados indican que hay una diferenciación entre procedencias, pero que siendo esta especie perenne de vida corta (5 años), es más sensible a las condiciones microclimáticas que a las condiciones determinadas por patrones a escalas mayores como son los gradientes altitudinales. Esto debe de ser considerado para prácticas de manejo como la restauración ecológica.

PALABRAS CLAVE: gradiente altitudinal, cambio climático, Fabaceae, bosque de pino, restauración.

INTRODUCTION

Plant species distribution and abundance at large scales are largely determined by climatic variables (i.e. precipitation and temperature) and these patterns can therefore be altered by climate change (Parmesan 2006; Fitzpatrick *et al.*, 2008; Rehfeldt *et al.*, 2009; Vitasse *et al.*, 2009). Faced with altered environmental conditions caused by climate change, plants can respond by modifying their size, reducing their growth rates, or at the population level, by presenting high rates of mortality (Vitasse *et al.*, 2009). Latitudinal and altitudinal displacement can also be caused in the long term (Lenoir *et al.*, 2008), therefore, it is necessary to understand the relationship between altitudinal gradients and plant growth responses.

With climate change, reductions are expected in the current distribution ranges of almost all the pine-oak forest species in Mexico (Gómez-Mendoza and Arriaga, 2007). This is because aridity is expected to increase in the country as the result of increase of temperatures, reduced total annual precipitation (Sáenz-Romero *et al.*, 2010), and altered seasonal distribution patterns, with torrential and irregular rains that will tend to increase during winter, followed by long periods of drought that will increase in summer (Rambal and Debussche 1995; Reichstein *et al.*, 2002). In addition, high temperatures can themselves increase water stress in the forests, regardless of precipitation patterns (Barber *et al.*, 2000; Angert *et al.*, 2005).

The relationship between altitudinal gradients and stress has been studied mostly for tree species (i.e. van der Maaten-Theunissen *et al.*, 2013; Chen *et al.*, 2011; Jump *et al.*, 2007; Yu *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2012), and few studies have been done with shrubs or other herbaceous species (Li *et al.*, 2006). More research is needed for non-tree species, particularly for pioneer shrub species, because of their role in succession.

Shrubs from the genus *Lupinus* (Fabaceae) are short lived species (ca. 5 years) common in many temperate forests of North America. In general these are pioneer species with a considerable capacity for tolerating stress and fixing nitrogen. Some species of the genus have been shown to

facilitate the establishment of native trees in disturbed lands (Blanco-García *et al.*, 2011; Gómez-Ruiz *et al.*, 2013). This is the case of *Lupinus elegans* (Fabaceae), an endemic species to Mexico that is found within the pine-oak and pine forests of the central eastern region of the country, distributed between 1800 m and 3000 m a.s.l. (Dunn, 2001). Recent tests of ecological restoration demonstrated that this species has a notable capacity for improving soil conditions and facilitating the establishment of native trees and understory plants (Blanco-García *et al.*, 2011; Díaz-Rodríguez *et al.*, 2012; Díaz-Rodríguez *et al.*, 2013).

OBJECTIVES

The objective of this study was to determine whether plants of *Lupinus elegans* respond differently to drought, depending on the altitudinal origin of each provenance because this information is needed for adaptive management of restoration under climate change scenarios. By means of a common-garden experiment, as well as climatic information of the altitudinal gradient derived from spline climatic models (Crookston, 2010; Sáenz-Romero *et al.*, 2010), we examined the possible effects of temperature stress caused by differences between the temperatures that occur at the experimental site and the ones at the sites where provenances originated to generate quantitative data on possible altitudinal migration ranges.

METHODS

Seeds were collected through open pollination of 11 individuals from each of five natural provenances of *Lupinus elegans* across an altitudinal gradient of 2312 m to 2885 m a.s.l. (Table 1) in the Mil Cumbres area, in the central-eastern region of the state of Michoacán, Central-Western Mexico. The gradient covers the range of the species distribution in the area. Seed collection was conducted between December 2008 and February 2009. The location at which seeds were collected will henceforth be referred to as the origin, and the group of individuals belonging to the same location will be referred as provenance.

Geographical coordinates were taken from the experimental and seed collection sites and used to interrogate



TABLE 1. Location of *Lupinus elegans* provenances and of the shade house assay, as well as estimates of annual average precipitation and temperature.

| Provenance | Longitude | Latitude | Altitude (m a.s.l.) | Temperature (°C) | Precipitation (mm) | R_3 | R_7 | R_{14} | R_{21} |
|-----------------------------|--------------|-------------|------------------------|---------------------|-----------------------|-------|-------|----------|----------|
| 1 | 100° 49' 25" | 19° 39' 58" | 2885 | 12.4 | 1380 | 0.22 | 0.52 | 1.05 | 1.55 |
| 2 | 100° 45' 59" | 19° 37' 20" | 2650 | 13.4 | 1389 | 0.17 | 0.39 | 0.84 | 1.18 |
| 3 | 100° 51' 31" | 19° 39' 51" | 2480 | 14.3 | 1317 | 0.12 | 0.28 | 0.61 | 0.85 |
| 4 | 100° 46' 25" | 19° 36' 57" | 2480 | 15 | 1226 | 0.08 | 0.20 | 0.42 | 0.59 |
| 5 | 100° 51' 28" | 19° 39' 15" | 2312 | 15.1 | 1256 | 0.08 | 0.18 | 0.39 | 0.55 |
| Average for all provenances | | | | 13.9 | 1319 | | | | |
| Assay | 100° 13' 44" | 19° 38' 55" | 1972 | 16.6 | 841 | | | | |

Where R_3 = drought stress index caused by irrigation every three days, R_7 = drought stress index caused by irrigation every seven days, R_{14} = drought stress index caused by irrigation every 14 days, R_{21} = drought stress index caused by irrigation every 21 days.

spline climatic models, in order to obtain the contemporary climate (average 1961-1990) (Crookston, 2010; Sáenz-Romero *et al.*, 2010). Mean annual temperature and mean annual precipitation were estimated for the contemporary climate for each seed origin and for the experimental site. Contemporary climate was used to estimate the drought stress index that occurred due to transfer of the seeds between the site of origin and the site at which they were subsequently grown.

Because *L. elegans* seeds require a pregerminative treatment (Robles-Díaz *et al.*, 2014), all collected seeds were cleaned and scarified in the laboratory by immersion in 97% H_2SO_4 (Fermont®) for 30 minutes. This process increased the permeability of the seed coat (Medina-Sánchez and Lindig-Cisneros 2005). The assay was conducted in a shade house belonging to the Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad of the Universidad Nacional Autónoma de México (Cieco-UNAM), in Morelia, Michoacán (Table 1). The shade house was covered with translucent plastic at 5 m of height and the sides were left sufficiently open to avoid overheating the plants while still sheltering them from the rain.

Seeds were planted in 380 ml containers with a substrate composed of two parts of a commercial substrate (Creciroot®, Uruapan, Michoacán, México) to one part

sand, sowing one seed per container at a depth of 2.5 cm. The experimental design was a randomized complete block, comprising three blocks. Each block included four irrigation treatments (treatment 1 = irrigation every three days, treatment 2 = irrigation every seven days, treatment 3 = irrigation every 14 days, treatment 4 = irrigation every 21 days), and the five provenances were represented within each treatment in groups of nine plants in a row. Survival and growth (plant height and number of leaves) were monitored for plants of all provenances and treatments.

The experiment began in August 2009, during the beginning of the rainy season in the field, and the plants were grown under frequent irrigation for 57 days and then subjected to the different irrigation treatments for 85 days. After this, irrigation was then applied every three days to all treatments for 74 days in order to ensure that plants identified as dead really were so. Once the experiment was in progress, percentage of survival and growth were evaluated every 15 days. Number of leaves lost and total number of leaves were recorded, and relative growth rate in height was calculated.

Absolute growth (final size – initial size) and relative growth rate were evaluated:

$$RGR = (\ln Alt_2 - \ln Alt_1) / (t_2 - t_1)$$

Where:

- RGR = relative growth rate
 $\ln Alt_2$ = natural logarithm of final height
 $\ln Alt_1$ = natural logarithm of initial height
 t_2 = value of final time
 t_1 = value of initial time.

Experimental plants were subjected to two sources of drought stress that operated together. First, the irrigation treatment caused different levels of soil water stress. Second, the higher temperatures at the experimental site (Morelia) compared to all the altitudinal origins, imposed atmospheric drought stress with intensity increasing towards those provenances of high altitude (Table 1). To capture the joint effects of drought on plant performance we derived an index of drought stress (DSI) as follows:

$$DSI = TTD / R$$

Where:

- DSI = index of drought stress
 TTD = difference in temperature between where they were planted experimentally and the site of origin (temperature transfer distance)
 R = percentage of days in which the plants were irrigated.

$$TTD = TES - TPS$$

$$R = (r)/(d)$$

Where:

- TES = average annual temperature at the experimental site according to the spline climatic model (Crookston, 2010)
 TPS = average annual temperature at the site of origin of the provenance according to the spline climatic model
 r = number of days with irrigation
 d = duration of the experiment.

In our study DSI varied from 0.18 to 1.55 depending on the combination of irrigation treatment and provenance, and these values showed a wide overlapping among provenances (Table 1). We then explored the effects of potential drought stress on growth and survival of lupine plants by fitting regressions. For every provenance we used the value of DSI at which the 50% of mortality occurs ($EL_{50\%}$) as an indicator of resistance to drought stress. In order to evaluate differences between treatments and provenances, an analysis of variance was conducted using Proc GLM of SAS (SAS, 2004), with the following statistical model:

$$Y_{ijkl} = \mu + T_i + B_j + P_k + T_i * P_k + P_k * B_j + T_i * B_j + e_{ijkl}$$

Where:

- Y_{ijkl} = observation
 μ = effect of the general mean
 T_i = effect of the i -th treatment (fixed effect)
 B_j = effect of the j -th block
 P_k = effect of the k -th provenance
 $T_i * P_k$ = effect of ik -th interaction treatment*provenance
 $P_k * B_j$ = effect of kj -th interaction provenance*block
 $T_i * B_j$ = effect of ij -th interaction treatment*block
 e_{ijkl} = error.

To evaluate the relationship between altitude of seed origin and drought stress index and relate these to response variables such as, total leaves, leaves lost, growth in height, relative growth rate and provenance survival, linear regression analysis and/or quadratic regression analysis were conducted using Proc REG of SAS (SAS, 2004), with the following statistical models:

$$Y_{ij} = \beta_0 + \beta_1 x + e_{ij} \quad \text{and} \quad Y = \beta_0 + \beta_1 x + \beta_2 x^2 + e_{ij}$$

Where:

- Y_{ij} = provenance mean
 β_0 = intercept
 β_1 = slope
 x = altitude of
 e_{ij} = error.

RESULTS

Analysis of variance revealed highly significant differences among irrigation treatments for all variables ($P \leq 0.0201$; Table 2). There were significant differences between provenances for height ($P = 0.0309$), but not for survival, total leaves, lost leaves, absolute and relative growth rates (Table 2). The interaction between the treatment levels and the provenance was significant for three variables: leaf loss, number of leaves and survival. Nevertheless, the contribution to the total variance of these interactions was low (leaf loss 3.1%, number of leaves 11.6% and survival 2.5%) when compared with the contribution of the provenances (leaf loss 34%, number of leaves 21% and survival 57%).

It was observed that provenances with higher relative growth in height had more leaves, while those with lower growth in height showed more variation for this correlation. This pattern was observed across all the drought treatments ($r^2 = 0.5758$, $P = 0.0007$; Fig. 1 A). There was also a highly significant relationship between provenances in terms of the number of leaves lost and the relative growth in height ($r^2 = 0.7757$, $P = 0.0001$; Fig. 1 B), in which provenances had more leaf loss when relative growth in height was low and less leaf loss when growth was higher.

Plant growth expressed as the increase in height and the total number of leaves produced showed a significant negative relationship with the drought stress index ($r^2=0.8314$, $P = 0.0001$; fig. 2 A). To interpret this result, it is necessary to recall that the five provenances were subjected to different levels of drought stress as a consequence of the different irrigation treatments, and additionally, we assumed that each provenance in each treatment exhibited different levels of drought stress caused by the change in temperature between the provenance and the experimental site. Provenances with higher values of drought stress index (those from higher altitudes) had lower heights and leaf numbers, while provenances with lower drought stress index values (those from lower altitudes) presented higher growth and leaf numbers ($r^2=0.5758$, $P=0.0007$, Fig. 2).

DISCUSSION

Plants collected as seed from different provenances of *L. elegans* were exposed to drought stress and, regardless of their site of origin, the increased stress reduced their growth in height and leaf production and increased leaf loss, which is a typical response to drought (Levitt 1980; Martínez-Vilalta y Pockman, 2002; Tenopala *et al.*, 2012). The same response in height growth occurs in other wild species, such as *Pinus leiophylla* (Martínez-Trinidad *et al.*,

TABLE 2. Analysis of variance and percentage of total contribution to variance (%) for the leaf loss, total number of leaves, growth in height, relative growth rate and survival variables, in five provenances of *Lupinus elegans* under different treatments of soil drought.

| S.V. | D.f. | Leaf loss | | Total number of leaves | | Growth in height (cm) | | Relative growth rate R_w | | Survival | |
|-------------|------|-----------|--------|------------------------|--------|-----------------------|--------|----------------------------|--------|----------|--------|
| | | % | P | % | P | % | P | % | P | % | P |
| Treatment | 3 | 34 | 0.0191 | 20.9 | 0.0201 | 62 | 0.0003 | 45 | 0.0096 | 57 | 0.0001 |
| Block | 2 | 0 | 0.1061 | 0 | 0.1901 | 1 | 0.1806 | 0 | 0.5406 | 0 | 0.8005 |
| Provenance | 4 | 0 | 0.4828 | 0.4 | 0.3488 | 3 | 0.0309 | 3.7 | 0.1295 | 0.5 | 0.2566 |
| Treat*Prov. | 12 | 3.1 | 0.002 | 11.6 | 0.0001 | 0 | 0.6328 | 0.8 | 0.1231 | 2.5 | 0.0034 |
| Block*Prov. | 8 | 0.8 | 0.2274 | 1.7 | 0.0254 | 0 | 0.7923 | 0.4 | 0.2369 | 0.02 | 0.3723 |
| Block*Treat | 6 | 2.8 | 0.0016 | 5.6 | 0.0004 | 4 | 0.0028 | 9.6 | 0.0001 | 1.7 | 0.0011 |
| Error | | 59 | | 60 | | 29 | | 40 | | 38 | |

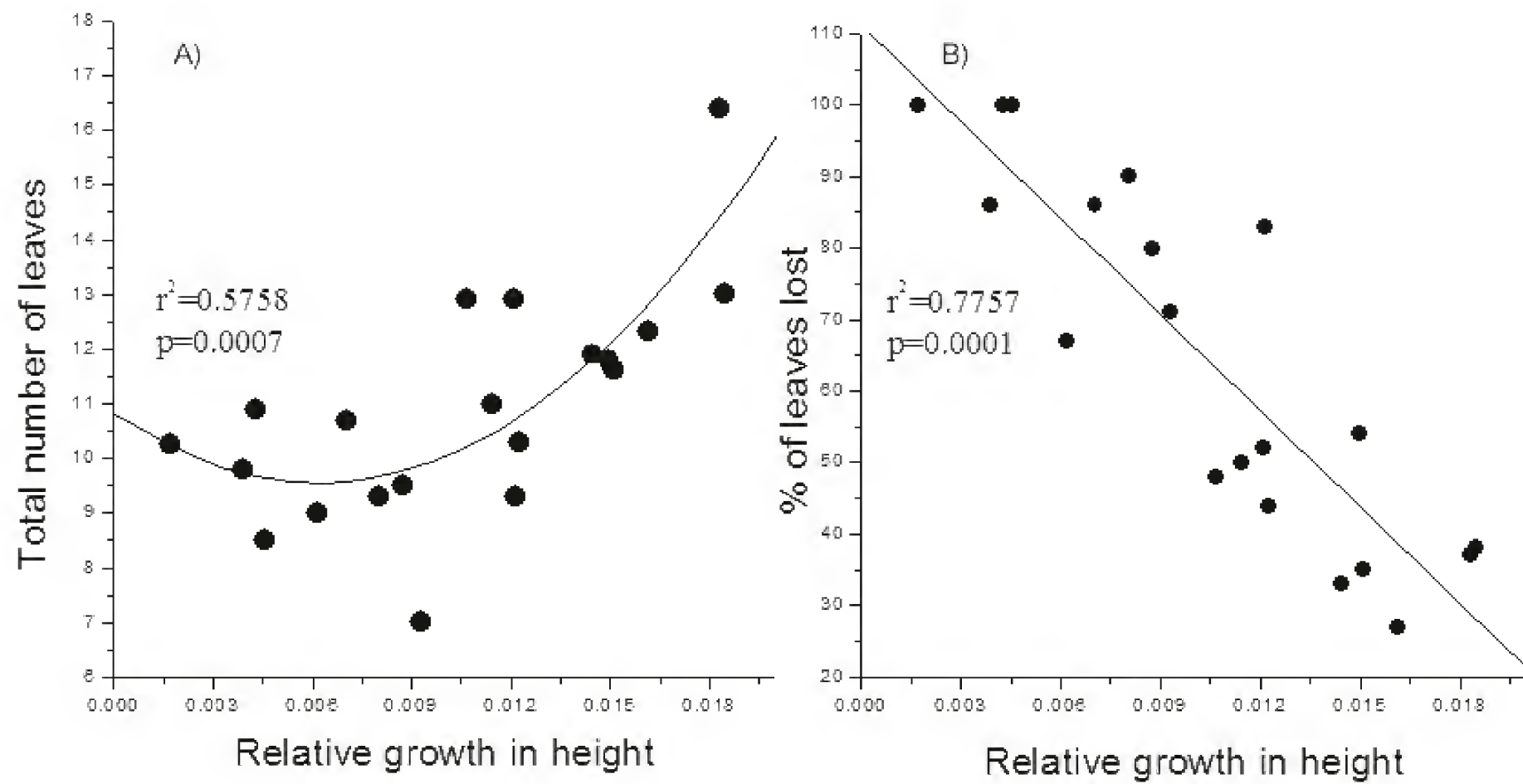


FIGURE 1. Number of leaves (A) and percentage of leaves lost (B) in relation to the relative growth in height in five *Lupinus elegans* provenances grown under different drought treatments.

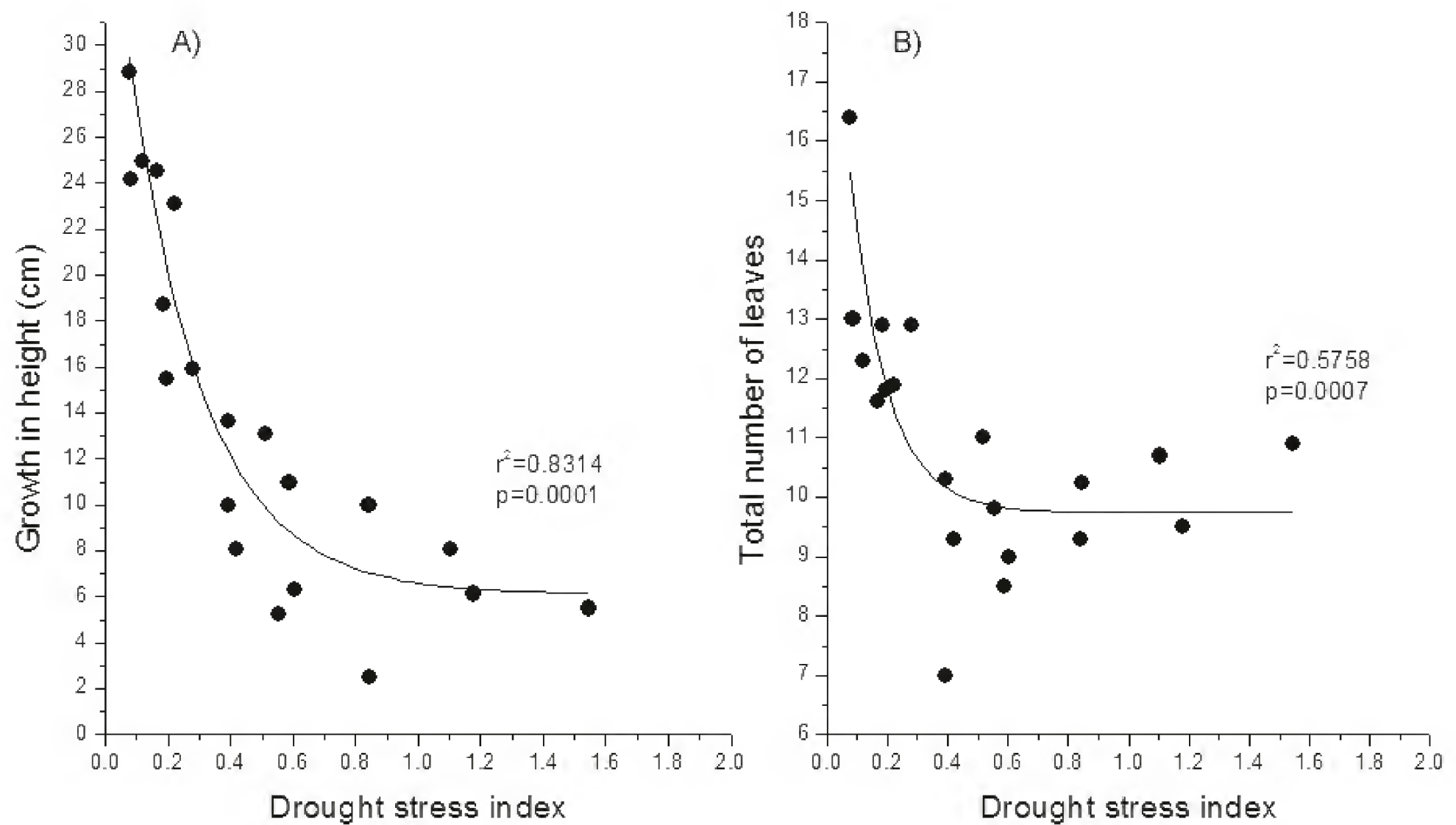


FIGURE 2. Growth in height (A) and total number of leaves (B) in relation to the drought stress index in five provenances of *Lupinus elegans* grown under different drought treatments.



2002) as well as in cultivated plants such as cotton, where number of leaves and growth in height is strongly affected by drought stress (Méndez-Natera *et al.*, 2007). The experimental site was located at a lower altitude (1972 m) than all the sites of origin of the five provenances tested. This is important because water availability in this experiment (four irrigation treatments) was controlled, while temperature was not. Provenances closer in elevation to the experimental site were subjected to lower drought stress (that is reflected in the *DSI* values), while provenances originating far from the experimental site were subjected to greater drought stress. Differences in plant height between provenances of *Lupinus elegans* across the altitudinal gradient reflect quantitative genetic differentiation. Genetic differentiation between populations has been detected for this species (Lara-Cabrera *et al.*, 2009; Soto-Correa *et al.*, 2013) and represents a response to local environments (Rehfeldt *et al.*, 2009; Vitasse *et al.*, 2009).

According to the climate estimates used for the sites where seeds were originally collected for each provenance, those from lower altitudes are subjected to higher temperatures and less rain, while those of the higher elevations experience lower temperatures and more rain. This pattern has also been reported in other studies (Vitasse *et al.*, 2009; Vitt *et al.*, 2010). These climatic differences cause plants of the same species to modify their morphology across the altitudinal gradient as a strategy to reduce the negative effects of limiting climatic conditions (Filella and Peñuelas, 1999; Rundel *et al.*, 1994; Körner 2003). For this reason, provenances from lower altitudes could be expected to be more resistant to drought stress than those from higher altitudes, as has been found in other species (Rehfeldt *et al.*, 2009). For the provenances of *L. elegans* tested in this study, however, the opposite occurred, and the provenances from higher elevations survived the drought stress better than those from lower altitudes.

In another experiment, it was found that provenances of *L. elegans* also presented an altitudinal pattern in which the foliar tissues of plants from higher elevations showed more resistance to freezing temperatures (Soto-Correa *et al.*, 2013). This led us to believe that the possible reason

why provenances from higher altitudes show more resistance to drought is the known relationship between drought tolerance and resistance to low temperatures. Both drought and low temperatures, cause a similar response in plants, increasing solute concentration in the leaves, making them more resistant to stress (Medeiros and Pockman, 2011; Charra-Vaskou *et al.*, 2011).

CONCLUSIONS

Temperatures are expected to increase in the coming decades, and it is known that high temperatures can, by themselves and regardless of precipitation, increase drought stress in the forest (Barber *et al.*, 2000; Angert *et al.*, 2005). This may lead to a reduction in the current distribution ranges of almost all the pine-oak forest species in Mexico (Gómez-Mendoza and Arriaga 2007; Rehfeldt *et al.*, 2009). Based on the results of this study, a reduction in growth could be expected in all the provenances tested, with greater mortality in the provenances from lower altitudes, producing an altitudinal contraction in this species towards higher elevations.

ACKNOWLEDGEMENTS

We want to thank DGAPA-UNAM for funding through grant PAPIIT IN202112, and two anonymous reviewers who improved the manuscript considerably by their comments.

REFERENCES

- Angert, A., S. Biraud, C. Bonfils, C.C. Henning, W. Buermann, J. Pinzon, C.J. Tucker and I. Fung. 2005. Drier summers cancel out the CO₂ uptake enhancement induced by warmer springs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 102:10823–10827.
- Barber, V.A., G.P. Juday and B.P. Finney. 2000. Reduced growth of Alaskan white spruce in the twentieth century from temperature-induced drought stress. *Nature* 405:668–673.
- Blanco-García, A., C. Sáenz-Romero, C. Martorell, P. Alvarado-Sosa and R. Lindig-Cisneros. 2011. Nurse-plant and mulching effects on three conifer species in a Mexican temperate forest. *Ecological Engineering* 37(6):994–998.

- Charra-Vaskou, K., G. Charrier, R. Wortemam, B. Beikiecher, H. Cochard, T. Ameglio and S. Mayr. 2011. Drought and frost resistance of trees: a comparison of four species at different sites and altitudes. *Annals of Forest Science* 69(3): 325-333.
- Chen, L., S. Wu and T. Pan. 2011. Variability of climate-growth relationships along an elevation gradient in the Changbi mountain, northeastern China. *Trees-Structure and function* 25(6):1133-1139.
- Crookston, N.L. 2010. Research on Forest Climate Change: Potential Effects of Global Warming on Forests and Plant Climate Relationships in Western North America and Mexico <http://forest.moscowfsl.wsu.edu/climate/>. Visited 24/July/2010.
- Díaz-Rodríguez, B., A. Blanco-García, M. Gómez-Romero and R. Lindig-Cisneros. 2012. Filling the gap: restoration of biodiversity for conservation in productive forest landscapes. *Ecological Engineering* 40:88-94.
- Díaz-Rodríguez, B., E. del-Val, M. Gómez-Romero, P. A. Gómez-Ruiz, and R. Lindig-Cisneros. 2013. Conditions for establishment of a key restoration species, *Lupinus elegans* Kunth, in a Mexican temperate forest. *Botanical Sciences* 91(2):225-232.
- Dunn, D.D. 2001. *Lupinus*. In: G. Calderón de R., J. Rzedowski. Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A.C. - Conabio. Pátzcuaro, Michoacán, México. p:290-300.
- Filella, I. and J. Peñuelas. 1999. Altitudinal differences in UV absorbance, UV reflectance and related morphological traits of *Quercus ilex* and *Rhododendron ferrugineum* in the Mediterranean region. *Plant Ecology* 145:157-165.
- Fitzpatrick, C. M., D.A. Gove, J.N. Sanders and R.R. Dunn. 2008. Climate change, plant migration, and range collapse in a global biodiversity hotspot: the *Banksia* (Proteaceae) of Western Australia. *Global Change Biology* 14(6):1337-1352.
- Gómez-Mendoza, L. and L. Arriaga. 2007. Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. *Conservation Biology* 21(6):1545-1555.
- Gómez-Ruiz, P.A., R. Lindig-Cisneros and O. Vargas-Ríos. 2013. Facilitation among plants: a strategy for the ecological restoration of the high-andean forest (Bogotá D.C. - Colombia). *Ecological Engineering* 57:267-275.
- Jump, A.S., J.M. Hunt and J. Peñuelas. 2007. Climate relationships of growth and establishment across the altitudinal range of *Fagus sylvatica* in the Montseny mountains, northeast Spain. *Ecoscience* 14(4):507-518.
- Körner, C. 2003. *Plant Alpine Life*. Springer-Verlag, Berlin.
- Lara-Cabrera S., N. Alejandre-Melena, E. Medina-Sánchez and R. Lindig-Cisneros. 2009. Genetic Diversity in populations of *Lupinus elegans* Kunth. Implications for ecological restoration. *Revista Fitotecnia Mexicana* 32(2):79-86.
- Lenoir, J., J.C. Gégout, P.A. Marquet, P. de Ruffray and H. Brisse. 2008. A significant upward shift in plant optimum elevation during the 20th Century. *Science* 320:1768-1770.
- Levitt, J. 1980. *Responses of plants to environmental stresses*. Academic Press. New York.
- Li, C., X. Zhang, X. Liu, O. Luukkanen and F. Berninger. 2006. Leaf morphological and physiological responses of *Quercus aquifolioides* along an altitudinal gradient. *Silva Fennica* 40(1):5-13.
- Martínez-Trinidad, T., J.J. Vargas-Hernández, A. Muños-Orozco, and J. López-Upton. 2002. Respuesta al déficit hídrico de *Pinus leiophylla*: consumo de agua y crecimiento en plántulas de diferentes poblaciones. *Agrociencia* 36(3):365-376.
- Martínez-Vilalta, J. and W. T. Pockman. 2002. The vulnerability to freezing-induced xylem cavitation of *Larrea tridentata* in the Chihuahuan desert. *American Journal of Botany* 89(12):1916-1924.
- Medeiros, S. J. and W.T. Pockman. 2011. Drought increases freezing tolerance of both leaves and xylem of *Larrea tridentata*. *Plant, Cell and Environment* 34(1):43-51.
- Medina-Sánchez, E. and R. Lindig-Cisneros. 2005. Effect of scarification and growing media on seed germination of *Lupinus elegans*. H. B. K. *Seed Science and Technology* 33(1):237-241.
- Méndez-Natera, J.R., L. Lara and J.A. Gil-Marin. 2007. Efecto del riego por goteo en el crecimiento inicial de tres cultivares de algodón (*Gossypium hirsutum* L.). *Ide-sia* 25(2):7-15.



- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Reviews in Ecology, Evolution and Systematics* 37:637-669.
- Rambal, S. and G. Debussche. 1995. Water balance of Mediterranean ecosystems under a changing climate. In: J.M. Moreno and W.C. Oechel, eds. *Global change and Mediterranean-type ecosystems*. Springer Verlag, New York. p: 386-407
- Rehfeldt, G. E., D.E. Ferguson and N.L. Crookston. 2009. Aspen, climate and sudden decline in western USA. *Forest Ecology and Management* 258:2353-2364.
- Reichstein, M., J.D. Tenhunen, O. Roupsard, J.M. Ourcival, S. Rambal, F. Miglietta, A. Peressotti, M. Pecchiari, G. Tirone and R. Valentini. 2002. Severe drought effects on ecosystem CO₂ and H₂O fluxes at three Mediterranean evergreen sites. Revision of current hypotheses? *Global Change Biology* 8(10):999-1017.
- Robles-Díaz, E., E. Jurado, M. Ruíz-López, L. Yáñez-Espinosa and J. Flores. 2014. Heat shock effect in breaking physical dormancy in seeds of *Lupinus elegans* and *L. rotundifolius* from Jalisco, México. *Botanical Sciences* 92(1):123-129.
- Rundel, P., A. Smith and F. Meinzer. 1994. *Tropical Alpine environments*. Cambridge University Press. UK.
- Sáenz-Romero, C., G.E. Rehfeldt, N.L. Crookston, P. Duval P, R. St-Amant, J. Beaulieu and B.A. Richardson. 2010. Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090 climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation. *Climatic Change* 102:595-623.
- SAS Institute Inc. 2004. *SAS/STAT® 9.1 User's Guide*. Cary, NC: SAS Institute Inc. 5136 p.
- Soto-Correa, J.C., C. Sáenz-Romero, R. Lindig-Cisneros and E. de la Barrera. 2013. The neotropical shrub *Lupinus elegans*, from temperate forests, may not adapt to climate change. *Plant Biology* 15(3):607-610.
- Tenopala, J., F.J. Gonzalez and E. de la Barrera. 2012. Physiological responses of the green manure, *Vicia sativa*, to drought. *Botanical Sciences* 90(3):305-311.
- Van der Maaten-Theunissen, M., H.P. Kahle and E. van der Maaten. 2013. Drought sensitivity of Norway spruce is higher than that of silver fir along an altitudinal gradient in southwestern Germany. *Annals of Forest Science* 70(2):185-193.
- Vitasse, Y., S. Delzon, E. Dufrêne, J.Y. Pontailier, J.M. Louvet, A. Kremer and R. Michalet. 2009. Leaf phenology sensitivity to temperature in European trees: Do within-species populations exhibit similar response? *Agricultural and Forest Meteorology* 149(5):735-744.
- Vitt, P., K. Havens, A.T. Kramer, D. Sollenberger and E. Yates. 2010. Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biological Conservation* 143(1):18-27.
- Yu, D.P., Q.L. Wang, G.G. Wang and L.M. Dai. 2006. Dendroclimatic response of *Picea jezoensis* along an altitudinal gradient in Changbai mountains. *Science in China Series E: Technological Sciences* 49 (Suppl.1):150-159.
- Zhang, W.T., Y. Jiang, M.Y. Dong, M.Y. Kang and H.C. Yang. 2012. Relationship between the radial growth of *Picea meyeri* and climate along elevations of the Luyashan mountain in north-central China. *Forest Ecology and Management* 265:142-149.

Manuscript received on September 13th 2013.

Acepted on July 1st 2014.

This paper must be cited as:

Soto-Correa, J.C., C. Sáenz-Romero, H. Paz y R. Lindig-Cisneros. 2015. Drought stress in provenances of *Lupinus elegans* from different altitudes. *Madera y Bosques* 21(1):35-43.



Método de **valoración de paisajes forestales** basado en el uso de atributos estéticos como variables explicativas de las preferencias

Assessment method for forest landscapes based on aesthetic attributes as explanatory variables of preferences

Sergio Zubelzu^{1,*} y Ana Hernández²

¹ Universidad Complutense de Madrid. Departamento de Estadística e Investigación Operativa II. Campus de Somosaguas. Madrid, España.

² ANSER Ingenieros SL. Grupo de Investigación Docencia y Medio Ambiente. Madrid, España.

* Autor de correspondencia. szubelzu@ccee.ucm.es

RESUMEN

En el presente trabajo se ha desarrollado un método de valoración del paisaje a partir de una aproximación mixta empleando variables relacionadas con atributos estéticos. Para ello se ha propuesto una relación de variables que permiten cuantificar de forma objetiva en fotografías sus líneas, formas, colores, textura, composición espacial y escala. Se han medido estas variables para un paisaje de carácter forestal y se ha consultado a la población el valor que asignan a ese paisaje. Con la información anterior se han probado técnicas estadísticas de regresión para deducir un método predictivo de las preferencias a partir de los atributos estéticos. El modelo óptimo deducido adopta una forma lineal y alcanza a explicar 60,1% de la varianza de las preferencias de la población.

PALABRAS CLAVE: atributos formales, gestión del paisaje, métodos mixtos, paisaje visual, valoración paisajística.

ABSTRACT

this paper presents an assessment method for forest landscapes based on a mixed approach using aesthetics attributes. A set of variables have been deduced in order to objectively quantify in photographs its lines, colors, shapes, texture, scale and spatial composition. Referred variables have been measured in a forest landscape and preferences for that landscape have been collected. Using this information, regression functions have been tested to deduce a predictive method for preferences. The deduced optimum method adopts a linear structure and is able to explain 60,1% of the variance of population preferences.

KEY WORDS: aesthetic attributes, landscape management, mixed methods, visual landscape, landscape assessment.

INTRODUCCIÓN

En numerosas ocasiones se ha cuestionado la validez de los métodos de valoración del paisaje para proporcionar soluciones que abarquen el concepto en toda su complejidad (Velázquez *et al.*, 2012). Para ser considerados como válidos, estos métodos de valoración deben permitir una gestión del paisaje que considere los rasgos más característicos del mismo entre los que cabe citar su componente

territorial, la percepción mediante la que el territorio se convierte en paisaje, la consideración de la población o la extensión del paisaje a todo el territorio independientemente de su singularidad. Tradicionalmente, los métodos de valoración del paisaje se han clasificado en directos, indirectos y mixtos (Muñoz-Pedreros, 2004), ninguno de los cuales ha suscitado un acuerdo extendido entre la comunidad científica en cuanto a su mayor validez.

A los métodos directos (deducen el valor del paisaje mediante la observación directa del mismo sin desagregación ninguna del paisaje en componentes) se les critica su falta de operatividad y representatividad, así como la forma en la que manejan la subjetividad (García Moruno, 1998). Los indirectos (obtienen el valor del paisaje mediante la desagregación y valoración de cada uno de los elementos constituyentes del paisaje) son criticados por su incapacidad para respetar el carácter sistémico del paisaje (Arriaza *et al.*, 2004). Por su parte, los métodos mixtos (combinación de directos e indirectos, explican el valor obtenido mediante la observación de la totalidad a partir de la desagregación y valoración de sus elementos constituyentes), aun habiéndose reconocido su mayor aptitud en algunos trabajos (Daniel, 2001), en la práctica no terminan de resolver muchas de las críticas referidas a métodos directos e indirectos.

Tampoco existe acuerdo respecto de los atributos a considerar dentro de los métodos indirectos o mixtos. A los atributos de carácter ambiental se les achaca su falta de consideración de la percepción (Daniel y Vining, 1983), mientras que a los atributos estéticos y psicológicos se les critica por su difícil comprensión y medición (Daniel y Vining, 1983). A los atributos estéticos cabe reconocerles sin embargo una mayor universalidad en su aplicación, como afirman Daniel y Boster (1976), lo que constituye una ventaja para su aplicación a los paisajes no singulares (Rubio y Muñoz, 2008). Además, existen evidencias de la relación existente entre los atributos estéticos y las etapas iniciales objetivas de la percepción humana tal y como han demostrado, entre otros, Bartels y Zeki (2006), Borst y Kosslyn (2008) o Lewis *et al.* (2011). Esta mayor proximidad con la percepción también ha sido probada de forma específica en el contexto paisajístico (Gobster y Chenoweth, 1989).

Por otro lado, existen múltiples referencias al análisis paisajístico en contextos forestales, ya sea orientados a la evaluación de los efectos derivados de la ejecución de actividades forestales (Nielsen *et al.*, 2012; Otero, 2009; Smith *et al.*, 2012; Young y Wesner, 2003), al efecto de los condicionantes culturales sobre las preferencias (Ryan,

2012) o al estudio de la estructura ecológica del paisaje (Altamirano *et al.*, 2012; Chapa-Bezanilla *et al.*, 2008).

No es tan frecuente la existencia de modelos que incorporen la percepción o que permitan valorar un paisaje en sí mismo, no vinculado al impacto derivado de la ejecución de una actividad concreta. Quizás los exponentes más relevantes de este tipo de modelos procedan de los trabajos de Franco *et al.* (2003) o de Sheppard (2004), pero adolecen de operatividad práctica y de aptitud para la sistematización, debido a la necesidad de consultar a la población ante cada necesidad de valoración.

Este problema de operatividad puede superarse gracias a las técnicas estadísticas en las que se basan los métodos mixtos. Esta clase de métodos cuentan con la ventaja de incorporar las preferencias de la población desde la propia construcción del modelo al actuar como variable dependiente en el contexto de los modelos de regresión.

OBJETIVOS

El objetivo principal del presente trabajo ha sido desarrollar un método de valoración del paisaje que permita superar los inconvenientes planteados en los párrafos precedentes. Para ello se ha optado por desarrollar un modelo basado en una aproximación mixta, en la que el valor expresado por la población para un tipo concreto de paisaje sea explicado mediante sus atributos estéticos. Para el empleo de los atributos estéticos se han definido variables que permiten cuantificarlos de forma objetiva gracias a la medición de magnitudes físicas en fotografías. Este esquema proporciona un valor para los paisajes que incluye la percepción y la participación de la sociedad. Además, el uso de atributos estéticos garantiza la aplicabilidad y cercanía con los procesos de percepción.

El planteamiento de los trabajos realizados ha partido de la negación de la universalidad, al menos a priori, de los métodos de valoración del paisaje. Si se incorpora la percepción, y la consecuente subjetividad, en el análisis paisajístico, no puede ser de otra manera, puesto que no existen evidencias empíricas que permitan deducir la existencia de preferencias universales



por paisajes concretos (Milani, 2009) y la búsqueda de jerarquías universales de paisajes carece de sentido práctico (Berleant, 2010).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para desarrollar el método ha sido necesario en primer lugar seleccionar el tipo de paisaje sobre el que se define. En segundo lugar se ha requerido proponer una estrategia para la medición de los atributos en el paisaje en cuestión. Posteriormente se midieron los atributos en el paisaje y se recopilaron las preferencias de la población para, en último lugar, construir el método de valoración a partir de estos datos.

Selección del paisaje objeto del método

Para la selección del tipo de paisaje se empleó un criterio de uniformidad visual. La zona concreta estuvo formada por 15 municipios de la zona norte de la provincia de Ávila (España) en los que resultaba dominante la presencia de monte bajo y pasto mediterráneo con dehesa de baja

densidad de encina (mayoritariamente *Quercus ilex* subsp. *Ballota* con fracción de cabida cubierta < 50%). Estos usos principales del suelo coexisten con parcelas de uso agrícola. En la figura 1 (a) se observa la localización del área en estudio y algunas de las fotografías (b) empleadas para la construcción del método.

Se realizó una campaña de campo para identificar las escenas que representasen de forma adecuada los atributos estéticos para esta clase de paisajes. Para ello se tomaron un total de 718 fotografías desde 92 puntos. Para realizar los trabajos de campo se garantizó la homogeneidad de las condiciones que afectan a la visibilidad, aplicando lo planteado por Smardon *et al.* (1979). Se tomaron todas las imágenes en el mes de junio del año 2012 entre las 12 h 00 y 14 h 00.

Definición y medición de atributos en el paisaje

La estrategia de medición de los atributos se definió tomando como punto de partida los trabajos realizados

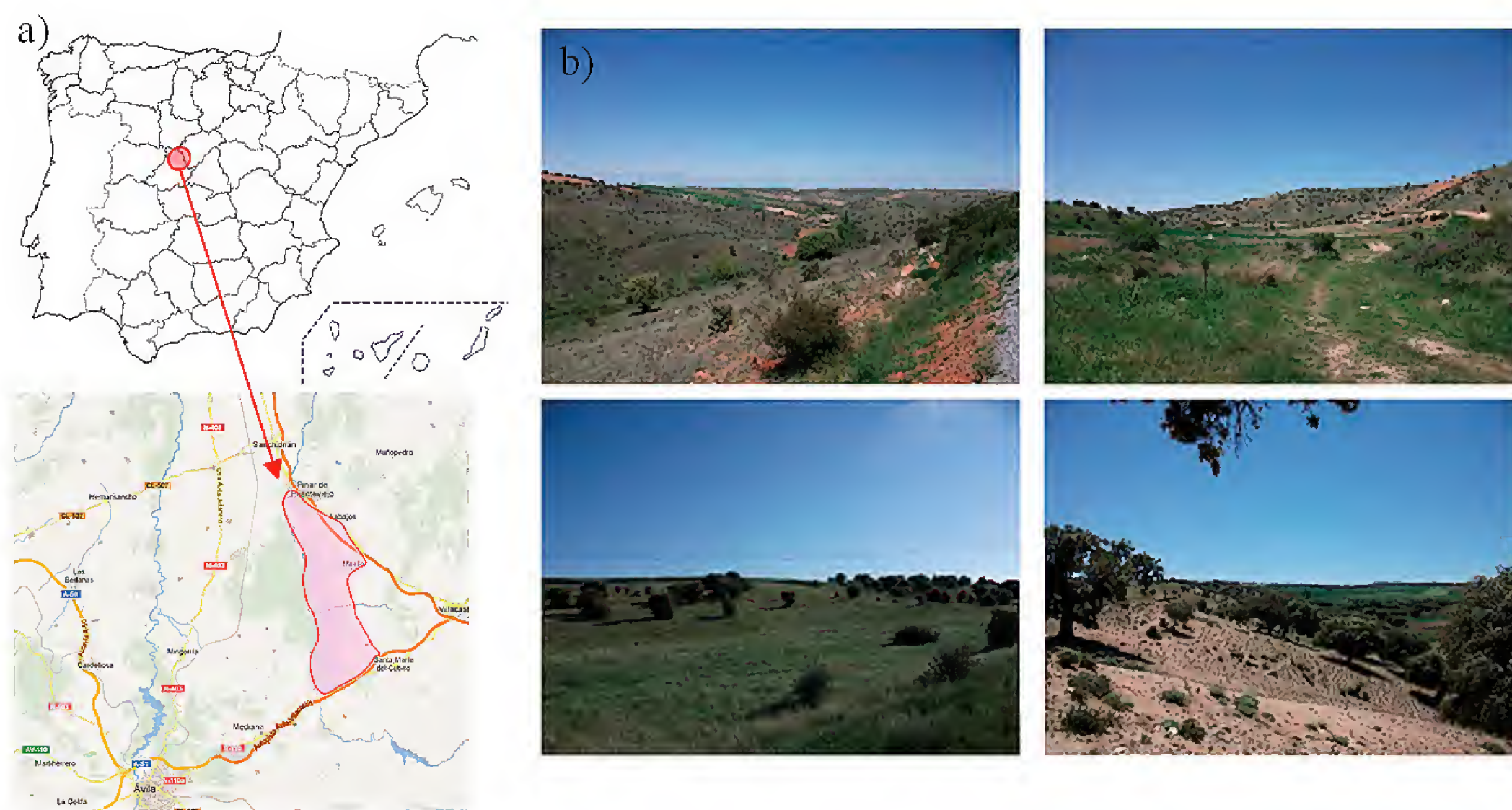


FIGURA 1. (a) Localización del área de estudio en la zona norte de la provincia de Ávila. Castilla y León, España. (b) Fotografías características de la zona incluidas en el estudio.

por la Bureau of Land Management (B.L.M.) en las guías siguientes: Visual Resource Management (B.L.M., 1980a), Visual Resource Inventory (B.L.M., 1980b) y Visual Resource Contrast Rating (B.L.M., 1980c).

Para simplificar la medición de los atributos, no se tomaron en cuenta las clasificaciones concretas hechas por estos autores para líneas, formas, textura, composición espacial y escala, sino que se recurrió a mediciones de carácter genérico. Además, las definiciones que para estos atributos propone la B.L.M. (1980a, 1980b, 1980c) están orientadas a medir el contraste derivado de la ejecución de una determinada actividad, lo que impide su uso para valorar un paisaje en sí mismo sin que se pretenda evaluar ninguna actividad.

Lo anterior motivó la necesidad de proponer las siguientes definiciones sobre las que basar la medición de los atributos:

- Las líneas se generan por el contraste entre dos colores adyacentes y son rectas (unen dos puntos sin cambios de dirección) o curvas (arcos de circunferencia).
- Las formas proceden de delimitar objetos aislables sobre un fondo, sin que alcancen a constituir un patrón en la escena.
- La textura se origina a partir de un conjunto de granos que se repiten hasta formar un patrón en la escena.
- La composición espacial la definen las líneas del horizonte (entendidas de igual forma que en el atributo líneas) y las superficies ocupadas en la fotografía por el cielo y por el resto de elementos presentes.
- Dentro de la escala se incluye cualquier elemento (entendido de igual manera que en el atributo formas) que generase contraste respecto de cualquiera de los atributos medidos en el resto de la escena.
- El color se define a partir del modo de medida RGB (rojo, verde, azul).

Se utilizaron fotografías para caracterizar el paisaje y sus atributos, asumiendo la validez de este vehículo ya demostrada por Sevenant y Antrop (2011), entre otros

autores. Para medir líneas, formas, textura, composición espacial y escala se empleó el programa Autocad 2008^R insertando la fotografía en dimensiones 100 cm x 75cm. Por su parte, para la medición del color y la generación de los histogramas se usó el programa ImageJ^R. La relación de variables utilizadas para caracterizar cada uno de los atributos referidos es la que se incluye en la tabla 1.

Como resultado de la medición de las variables expuestas en la tabla 1 se generaron, para cada una de las imágenes, esquemas como los incluidos en la figura 2.

Preferencias de la población

Para las consultas se seleccionaron 100 fotografías que representasen de forma óptima el tipo de paisaje. Se realizaron encuestas en diferentes sesiones exponiendo las fotografías en un orden aleatorio en cada sesión. Se solicitó a los encuestados la valoración de las fotografías mediante una escala cualitativa a la que se hizo corresponder una equivalencia numérica según se observa en la tabla 2.

Para seleccionar la muestra de individuos a la que realizar las encuestas se identificaron los condicionantes sociales que de forma más relevante pudieran sesgar los resultados (siguiendo a Van den Berg y Koole, (2006), se utilizaron la edad y el tipo de relación con el paisaje analizado, considerando para ello el lugar de residencia y la profesión) y se definieron estratos dentro de cada condicionante, de forma similar a los trabajos de Krause (2001) o Sevenant y Antrop (2011). La selección de individuos se realizó equilibrando el tamaño de los diferentes estratos y, dentro de cada uno de ellos, los individuos fueron seleccionados según una estrategia de muestreo aleatorio simple. La composición final de la muestra con arreglo a cada uno de los criterios queda reflejada en la tabla 3.

La determinación del tamaño óptimo de la muestra se enfrenta con el problema de la delimitación de la población susceptible de valorar el paisaje estudiado puesto que, bajo el criterio menos restrictivo, toda la población del mundo sería susceptible de valorar el pai-

TABLA 1. Relación de variables empleadas para caracterizar los atributos estéticos.

| | | | |
|--------------------------|---|---|--------------------------|
| Líneas | Número de líneas presentes en la fotografía | | |
| | Longitud media (cm) | | |
| | Coeficiente de variación longitud media | | |
| Formas | Número de formas presentes en la fotografía | | |
| | Superficie media (cm²) | | |
| | Coeficiente de variación superficie media | | |
| | Longitud media del eje definido por la dimensión mayor de las formas (cm) | | |
| | Coeficiente de variación longitud media eje | | |
| | Ángulo medio eje (grados) | | |
| Textura | Coeficiente de variación ángulo medio eje | | |
| | Número de granos presentes en la fotografía | | |
| | Superficie media granos (cm²) | | |
| Composición espacial | Coeficiente de variación superficie media granos | | |
| | Superficie terreno | Proporción sobre la superficie total | |
| | Superficie cielo | Proporción sobre la superficie total | |
| | Línea del horizonte | Número de líneas que componen el horizonte | |
| | | Longitud media (cm) | |
| Escala | Elementos | Coeficiente de variación longitud media | |
| | | Número de elementos incluidos en la variable escala | |
| | | Superficie media (cm²) | |
| | Ejes | Coeficiente de variación superficie media | |
| | | Longitud | Media (cm) |
| | | | Coeficiente de variación |
| | | Ángulo | Media (grados) |
| | | | Coeficiente de variación |
| | | Color | RGB |
| Coeficiente de variación | | | |
| RGB-Rojo | Valor absoluto de la diferencia entre valores medios | | |
| RGB-Azul | Valor absoluto de la diferencia entre valores medios | | |
| RGB-Verde | Valor absoluto de la diferencia entre valores medios | | |

saje, lo que llevaría el problema a situaciones no manejables. Así, ante la inconveniencia de cuantificar la población objetivo, para acotar la solución, se recurrió a fijar un tamaño mínimo que permitiese limitar el error de estimación de la media de las preferencias

mediante un intervalo de confianza. La amplitud del intervalo de confianza inicialmente fijada fue de 5% (Error = 2,5%) de la extensión de la escala de valoración, suponiendo una desviación típica (σ) máxima de 10%, también de la extensión de escala de valoración, y

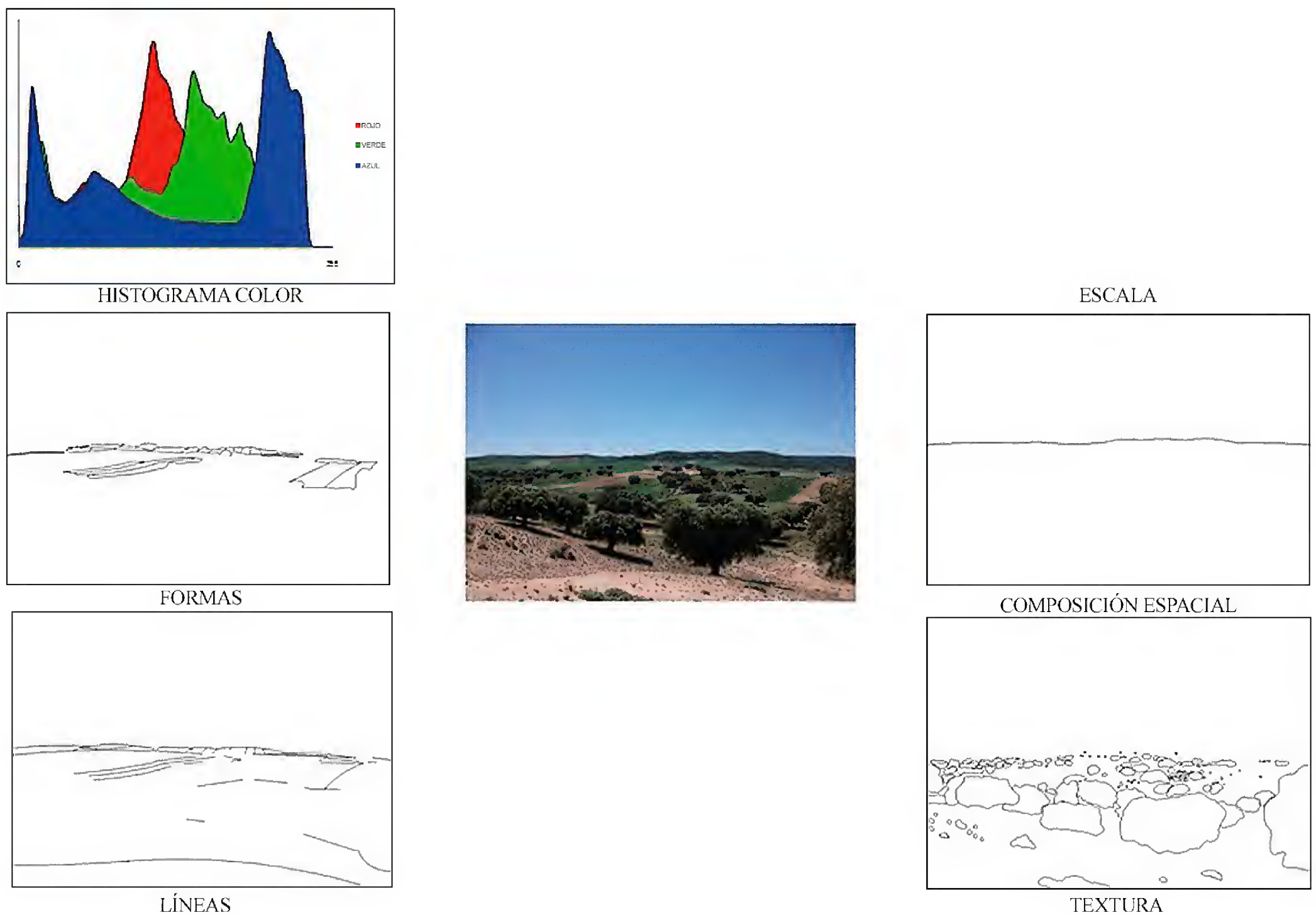


FIGURA 2. Ejemplo de una ficha de caracterización de atributos estéticos obtenida para cada una de las fotografías empleadas.

para un nivel de significancia (α) de 5%. La expresión concreta para el cálculo (Zubelzu, 2014) y el resultado quedan expuestos en la ecuación 1:

$$Error \leq Z_{1-(\alpha/2)} \frac{S}{\sqrt{n}} \quad (1)$$

Finalmente, la muestra utilizada ascendió a 104 individuos lo que permitió trabajar con un total de 10 400 valoraciones de fotografías acotando por tanto los márgenes de error inicialmente previstos.

Método de valoración

El objetivo del presente trabajo consiste en deducir un modelo que permita explicar las preferencias de la pobla-

ción a partir de la caracterización de los atributos del paisaje. Las técnicas estadísticas de regresión proporcionan la herramienta adecuada para ese propósito puesto que permiten obtener una expresión que permite explicar los valores de una variable dependiente (preferencias de la población por el paisaje) a partir de una combinación de variables independientes (variables que caracterizan los atributos estéticos del paisaje). Además, el carácter predictivo de la función resultante de la regresión permitiría su aplicación en otros lugares en los que apareciese un paisaje comparable, lo que constituye otra ventaja de las técnicas de regresión.

Los ajustes estadísticos se realizaron tratando de buscar el modelo con mayor capacidad explicativa. Aun existiendo riesgo de que el proceso perceptual completo no se

TABLA 2. Clases empleadas para la consulta sobre las preferencias y equivalencia numérica.

| Modalidad cualitativa | Equivalencia cuantitativa |
|-----------------------|---------------------------|
| No me gusta nada | 0 |
| Me gusta muy poco | 1 |
| Me gusta poco | 2 |
| Me gusta | 3 |
| Me gusta mucho | 4 |
| Me gusta muchísimo | 5 |

comporte de forma lineal, se probó esta clase de modelos por su mayor simplicidad. Por otro lado, los modelos lineales son frecuentes en la bibliografía, proporcionando buenos resultados como demuestran los trabajos de Cañas *et al.* (2009), Deng *et al.* (2013), Hofmann *et al.* (2012), Mühlhauser *et al.* (2004) o Wang *et al.* (2012). Además, la percepción de los atributos empleados en el presente trabajo se realiza de forma independiente entre sí y en las etapas iniciales del proceso (Zeki, 2001), lo que avalaría la hipótesis lineal. No obstante, en busca de la mayor capacidad explicativa posible, se probaron también modelos no lineales

(exponencial, cuadrático, cúbico, logístico, inverso, exponencial, así como combinaciones entre ellos y entre estos y el modelo lineal) de cara a encontrar la expresión que aportase una mayor capacidad para explicar las preferencias.

El planteamiento teórico del modelo lineal queda expuesto en la ecuación 2, siendo v_i el valor promedio expresado por los 104 encuestados para cada una de las 100 fotografías y x_j la cuantificación de cada una de las 30 variables independientes (Tabla 1) en cada una de las fotografías.

$$\begin{bmatrix} v_1 \\ v_2 \\ \vdots \\ v_i \\ \vdots \\ v_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 1 & x_{21} & x_{31} & \dots & x_{j1} & \dots & x_{m1} \\ 1 & x_{22} & x_{32} & \dots & x_{j2} & \dots & x_{m2} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1 & x_{2i} & x_{3i} & \dots & x_{ji} & \dots & x_{mi} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1 & x_{2n} & x_{3n} & \dots & x_{jn} & \dots & x_{mn} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \beta_1 \\ \beta_2 \\ \vdots \\ \beta_i \\ \vdots \\ \beta_n \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \mu_1 \\ \mu_2 \\ \vdots \\ \mu_i \\ \vdots \\ \mu_n \end{bmatrix} \quad (2)$$

$V = X\beta + U$

Para deducir los coeficientes de regresión (β_i), se recurrió a la técnica de los mínimos cuadrados generalizados debido a los riesgos de existencia de covarianzas no nulas por las correlaciones entre las variables inde-

TABLA 3. Características de la muestra seleccionada para las consultas.

| Condicionante | Estratos | Tamaño (porcentaje) |
|---------------------------------|---|---------------------|
| Edad | Menor 25 años | 34 (32,69%) |
| | Entre 25 y 45 años | 34 (32,69%) |
| | Mayor de 45 años | 36 (34,62%) |
| Lugar de residencia | Pequeños municipios de la región o de otras en las que el paisaje estudiado está presente | 37 (35,58%) |
| | Capitales de provincias donde el paisaje estudiado está presente | 33 (31,73%) |
| | Ciudades en cuyo entorno no se encuentra el tipo de paisaje estudiado | 34 (32,69%) |
| Tipo de relación con el paisaje | Trabajo o dependencia económica con el paisaje | 35 (33,65%) |
| | Segunda residencia o turismo | 33 (31,73%) |
| | Sin relación | 36 (34,62%) |

pendientes. Se utilizó un modelo de introducción de variables (*forward*) incorporando secuencialmente las variables de la tabla 1 que poseían una mayor correlación con la variable explicada (preferencias). Se probaron todas las combinaciones posibles de variables independientes y se seleccionó el modelo óptimo, comparando los coeficientes de determinación corregidos (coeficiente que permite comparar la bondad de modelos contruidos a partir de un número diferente de variables independientes) de cada uno de ellos. El coeficiente de determinación corregido permite identificar la combinación del menor número variables independientes que permite explicar la mayor parte de la variabilidad de la variable dependiente, lo que hace que el modelo que proporcione el mayor coeficiente de determinación corregido sea el modelo óptimo.

La deducción de los modelos no lineales se realizó mediante el método Gauss-Newton (Ambrosio, 2000). Para la selección final del modelo óptimo de entre los lineales y no lineales se comparó el coeficiente de determinación corregido de cada uno de ellos.

RESULTADOS

Definición y medición de atributos en el paisaje

El primer paso para construir el método fue medir las variables relacionadas en la tabla 1 para cada una de las 100 fotografías estudiadas. En la tabla 4 se incluyen los estadísticos resumen de este proceso.

Los resultados de la cuantificación de las variables que se incluyen en la tabla 4 muestran en general un número elevado de líneas en las fotografías. Las líneas proceden mayoritariamente de la delimitación de las parcelas agrícolas que coexisten con los terrenos de uso forestal (Fig. 3a) o por las infraestructuras de comunicación (Fig. 3b).

Las formas proceden de conjuntos vegetales (Fig. 4a) en los casos en los que no constituyen un patrón. Por su parte, la textura está caracterizada por una cantidad elevada de granos que cuentan con una superficie media pequeña al proceder mayoritariamente de elementos herbáceos y arbustivos (Fig. 4b).

La composición espacial presenta un número escaso de líneas de longitud elevada y un reparto de superficies propio de zonas eminentemente llanas o con suaves ondulaciones (Fig. 5a). Dentro del atributo escala se incluyeron elementos de origen mayoritariamente antrópico tales como edificaciones o caminos (Fig. 5b).

En cuanto al color, los histogramas muestran en general una luminosidad media vinculada al color azul mayor que a las gamas de verde y rojo, siendo esta última la gama menos luminosa.

Preferencias de la población

Las preferencias de la población se recopilaban mediante encuestas. En la tabla 5 se observa un resumen de los resultados de tales encuestas, comprobándose la dominancia de los valores intermedios de la escala de valoración.

Construcción del modelo

Para deducir el modelo de valoración se probaron las expresiones lineales y no lineales referidas y se obtuvieron los modelos concretos y los coeficientes de determinación para cada uno de ellos. De entre todos los modelos deducidos, el que proporciona un mayor coeficiente de determinación corregido (modelo óptimo) se construye a partir de la relación de variables incluida en la tabla 6. Del total del 30 variables consideradas inicialmente (Tabla 1), el modelo óptimo hace uso de 19 únicamente, lo que facilita su manejo.

El modelo óptimo expuesto en la tabla 6 no viola ninguno de los supuestos requeridos para el uso de modelos lineales como la normalidad de los residuos (Test Kolmogorov-Smirnov, $\text{sign}=0,675$), la multicolinealidad (tolerancia mínima=0,360, factor de inflación de la varianza máximo=2,775) o la heterocedasticidad (Test de White, $nR^2=34,7 < X^2_{232}(0,05)=267,45$, $\text{sign}=0,000$). El análisis del *test* F realizado permite también descartar de forma significativa la nulidad del coeficiente de determinación del modelo óptimo (estadístico $F=6,339$ frente a la suma de cuadrados explicada que asciende a 14,826, $\text{sign}=0,000$).

TABLA 4. Estadísticos resumen de las variables empleadas para caracterizar los atributos estéticos.

| | | | Valor medio | Desviación típica | Intervalo de confianza* | | |
|--------------------------|---|---|--------------------------|----------------------|-------------------------|---------|--------|
| | | | | | LI | LS | |
| Líneas | Número | | 20,49 | 17,23 | 18,77 | 22,22 | |
| | Longitud media | | 30,23 | 16,28 | 28,61 | 31,87 | |
| | Coeficiente de variación longitud media | | 0,39 | 0,21 | 0,38 | 0,42 | |
| Formas | Número | | 13,31 | 10,83 | 12,23 | 14,40 | |
| | Superficie media | | 57,61 | 93,96 | 48,22 | 67,02 | |
| | Coeficiente de variación superficie media | | 1,38 | 0,72 | 1,31 | 1,46 | |
| | Longitud media eje formas | | 16,66 | 13,18 | 15,34 | 17,98 | |
| | Coeficiente de variación longitud media eje | | 0,85 | 0,42 | 0,81 | 0,89 | |
| | Ángulo medio eje | | 13,34 | 11,90 | 12,15 | 14,53 | |
| | Coeficiente de variación ángulo medio eje | | 1,17 | 0,80 | 1,10 | 1,26 | |
| Textura | Número de granos | | 5849,54 | 4731,22 | 5376,42 | 6322,67 | |
| | Superficie media de granos | | 0,60 | 1,80 | 0,42 | 0,78 | |
| | Coeficiente de variación típica superficie media granos | | 4,06 | 7,99 | 3,26 | 4,86 | |
| | | | | | | | |
| Composición espacial | Superficie terreno | Proporción sobre el total | 0,51 | 0,08 | 0,50 | 0,52 | |
| | Superficie cielo | Proporción sobre el total | 0,48 | 0,08 | 0,48 | 0,50 | |
| | Línea del horizonte | Número | 4,17 | 3,58 | 3,81 | 4,53 | |
| | | Longitud media | 42,99 | 30,05 | 39,99 | 46,00 | |
| | | Coeficiente de variación longitud media | 0,57 | 0,39 | 0,54 | 0,62 | |
| | | | | | | | |
| Escala | Elementos | Número | 1,53 | 0,96 | 1,43 | 1,63 | |
| | | Superficie media | 362,98 | 328,56 | 330,13 | 395,84 | |
| | | Coeficiente de variación superficie media | 0,68 | 0,23 | 0,66 | 0,71 | |
| | Ejes | Longitud | Valor medio | 28,38 | 18,18 | 26,57 | 30,20 |
| | | | Coeficiente de variación | 0,36 | 0,12 | 0,35 | 0,37 |
| | | Ángulo | Valor medio | 28,88 | 21,00 | 26,78 | 30,98 |
| | | | Coeficiente de variación | 0,90 | 0,26 | 0,87 | 0,93 |
| | | | | | | | |
| | | | | | | | |
| | Color | RGB | Media | 114,44 | 13,59 | 113,08 | 115,80 |
| Coeficiente de variación | | | 0,47 | 0,09 | 0,46 | 0,48 | |
| RGB-Rojo | | Valor absoluto | 17,67 | 5,042 | 17,17 | 18,18 | |
| RGB-Azul | | Valor absoluto | 14,38 | 6,32 | 13,75 | 15,02 | |
| RGB-Verde | | Valor absoluto | 4,48 | 3,91 | 4,09 | 4,88 | |

*α=0,05



FIGURA 3. (a) Ejemplo de delimitación de líneas generadas por parcelas agrícolas. (b) Ejemplo de delimitación de líneas generadas por infraestructuras de comunicación.



FIGURA 4. (a) Ejemplo de modelización de formas procedentes de conjuntos vegetales. (b) Delimitación del grano de formaciones vegetales que constituyen un patrón y, por lo tanto, textura.

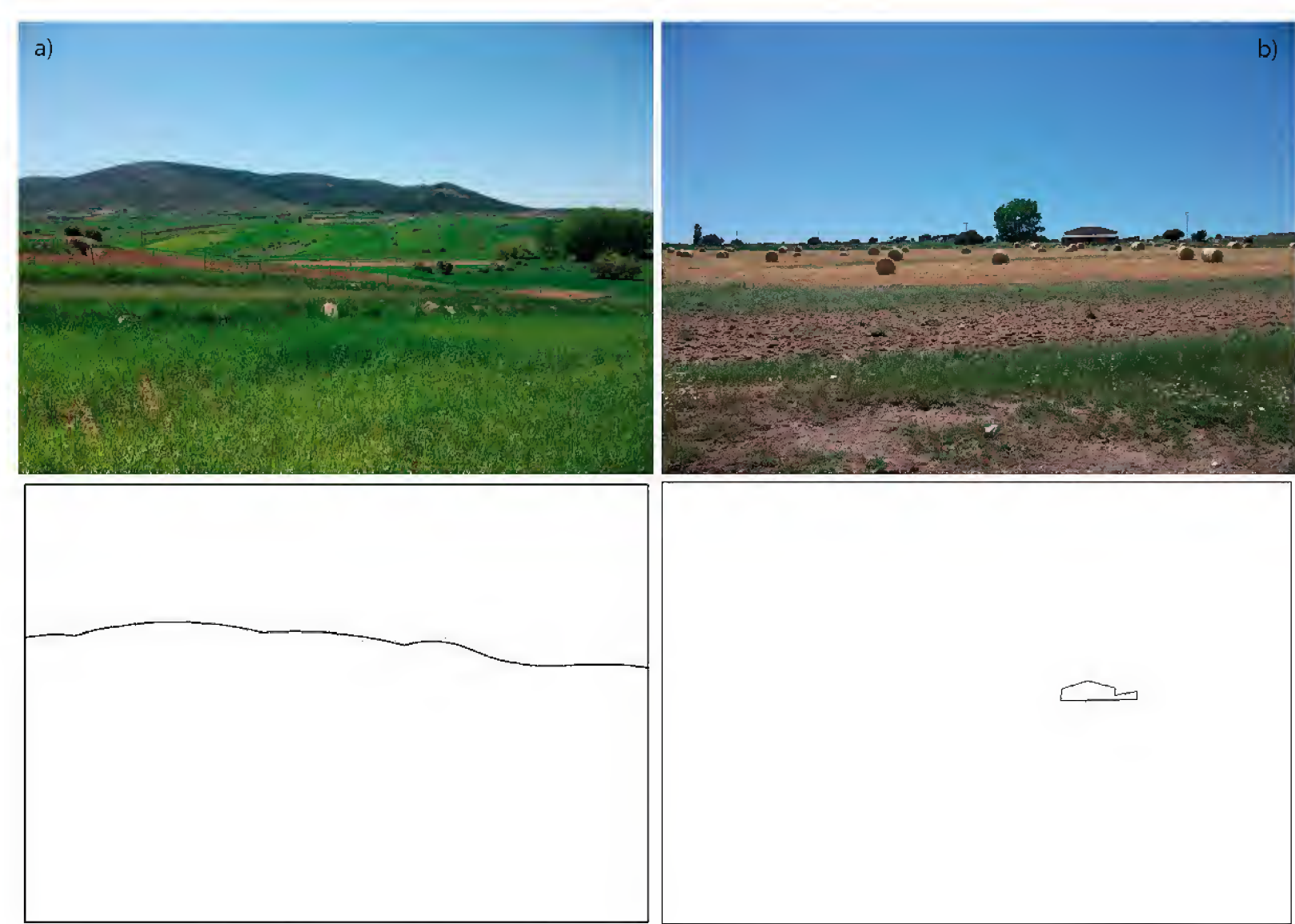


FIGURA 5. Ejemplo de modelización de los atributos composición espacial (a) y escala (b).

TABLA 5. Resumen de las preferencias por las fotografías procedentes de las encuestas.

| Valor medio | Moda | Desviación típica | Intervalo de confianza* | | Máximo | Mínimo |
|-------------|------|-------------------|-------------------------|------|--------|--------|
| | | | LS | LI | | |
| 2,39 | 2,24 | 0,50 | 2,49 | 2,29 | 3,72 | 1,13 |

* $\alpha=0,05$

El valor concreto del coeficiente de determinación corregido para el modelo óptimo resulta ser de 0,506, siendo su coeficiente absoluto 0,601. Los modelos no lineales proporcionaron coeficientes de determinación considerablemente inferiores a los lineales, siendo la cifra más elevada ($R^2=0,302$) la que proporcionaría un modelo cúbico construido a partir del coeficiente de variación de la medida RGB.

De esta forma, el coeficiente de determinación obtenido para el modelo óptimo implica que la parte de las preferencias explicadas de forma objetiva a tra-

vés de los atributos representaría 60,1% de la variabilidad del proceso perceptual. Si la relevancia de cada variable independiente de cara a explicar la variable dependiente se mide a través de su coeficiente de regresión tipificado, cabe concluir a la vista de los coeficientes expuestos en la tabla 6, cómo el mayor peso lo ostentan la superficie media de los granos y la variabilidad referida a la medida RGB (sombreados en gris oscuro en la tabla 6).

Si se analizan los resultados del nivel de significación de los coeficientes de regresión en la tabla 6 se observa

TABLA 6. Relación de variables y estadísticos que conforman el modelo con mayor coeficiente de determinación corregido (modelo óptimo).

| Modelo | | β_i | β_i Tipificado | t | SIGN |
|----------------------|--|--------------------|-------------------------|--------|-------|
| (Constante) | | 0,330 | | 0,738 | 0,463 |
| Líneas | Número | -0,008 | -0,277 | -2,208 | 0,030 |
| | Longitud media | -0,005 | -0,177 | -1,937 | 0,056 |
| | Coeficiente de variación longitud media | 0,284 | 0,124 | 1,602 | 0,113 |
| Formas | Número de formas | 0,016 | 0,348 | 2,905 | 0,005 |
| | Coeficiente de variación superficie media | 0,125 | 0,230 | 2,521 | 0,014 |
| | Longitud media eje | 0,005 | 0,124 | 1,595 | 0,115 |
| | Coeficiente de variación longitud media eje | -0,213 | -0,193 | -1,877 | 0,064 |
| Textura | Número de granos | 1·10 ⁻⁴ | 0,225 | 2,528 | 0,013 |
| | Superficie media granos | 0,102 | 0,370 | 4,297 | 0,000 |
| | Coeficiente de variación superficie media granos | -0,006 | -0,109 | -1,374 | 0,173 |
| Composición espacial | Número de líneas horizonte | 0,045 | 0,316 | 2,781 | 0,007 |
| | Longitud media línea horizonte | 0,003 | 0,193 | 1,827 | 0,071 |
| | Superficie cielo | 1,467 | 0,195 | 2,106 | 0,038 |
| Escala | Longitud eje | -0,002 | -0,104 | -1,301 | 0,197 |
| | Coeficiente de variación longitud eje | -0,520 | -0,268 | -1,925 | 0,058 |
| | Ángulo medio eje | 0,002 | 0,096 | 1,172 | 0,245 |
| | Coeficiente de variación ángulo medio eje | 0,294 | 0,231 | 1,663 | 0,100 |
| Color | Coeficiente de variación RGB | 1,861 | 0,359 | 3,660 | 0,000 |
| | RGB-VERDE | 0,025 | 0,199 | 2,003 | 0,049 |

cómo existen 10 coeficientes (sombreados en gris claro en la tabla 6) para los que no se puede descartar que sean iguales a cero ($\alpha=0,05$). Entre estos 10 coeficientes no se encuentra ninguno de los vinculados a las variables más relevantes citadas en el párrafo precedente. La representación gráfica de este modelo óptimo junto con los resultados de las encuestas para cada una de las fotografías se incluye en la figura 6.

En la figura 7 se presenta un gráfico que ilustra la relevancia de cada atributo en el modelo óptimo calculado. El peso de cada atributo se ha medido a través del porcentaje que la suma de los valores absolutos de los coeficientes de regresión referidos a cada atributo representan

sobre el total. Puede observarse en el gráfico incluido en la figura 7 la relevancia de los atributos color y composición espacial en la explicación de las preferencias.

El reparto expuesto en la figura 7 es coherente con los coeficientes de correlación lineal entre cada una de las variables y las preferencias otorgadas a las escenas. Como se observa en la tabla 7, los mayores resultados para este coeficiente, en valor absoluto, (sombreados en color gris en la tabla 7) son los referidos al color (valor medio y coeficiente de variación de la medida RGB y diferencia entre RGB y verde) y a la composición espacial (proporciones de terreno y de cielo sobre la superficie total).

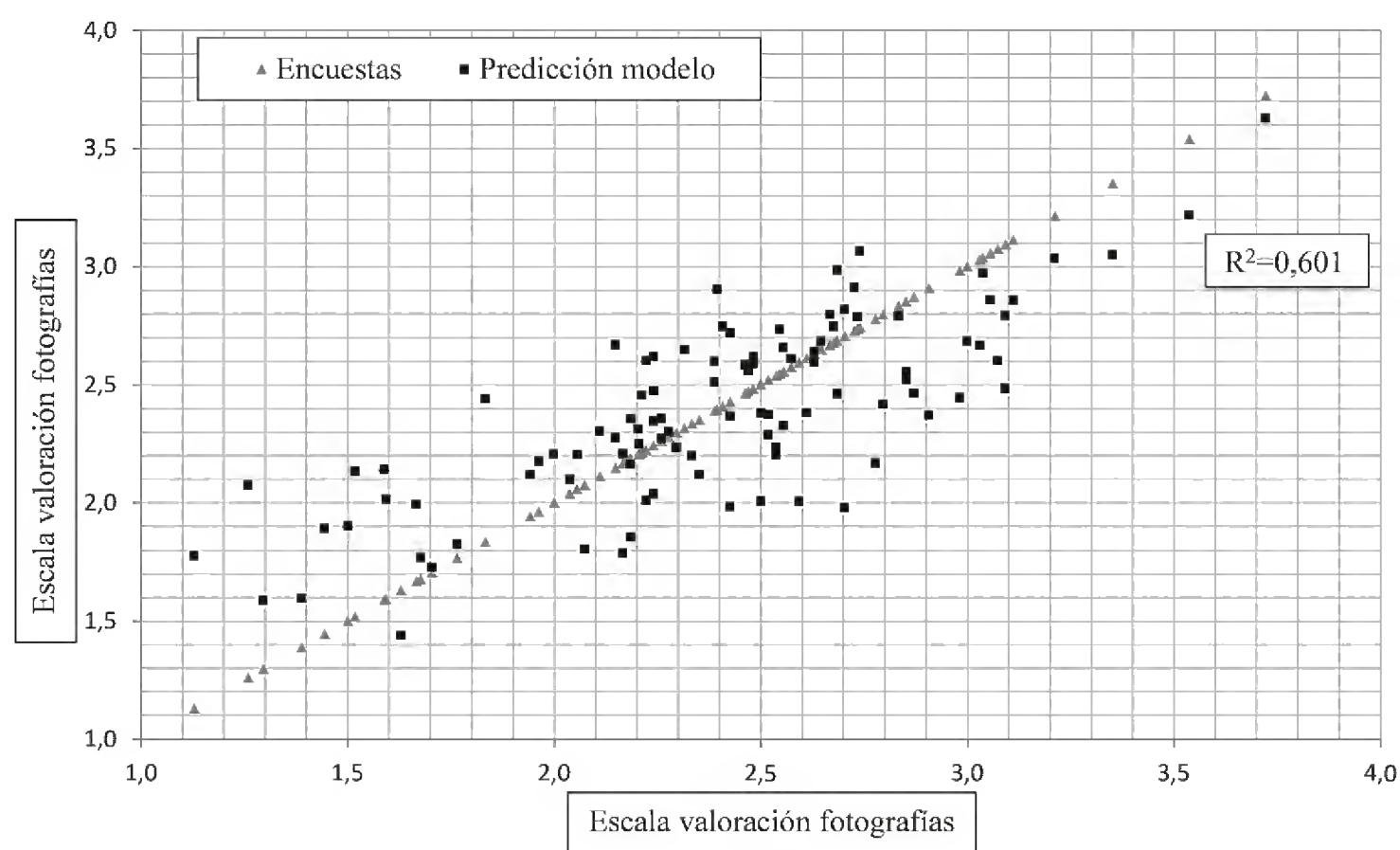


FIGURA 6. Representación del valor obtenido en las encuestas y de las predicciones del modelo.

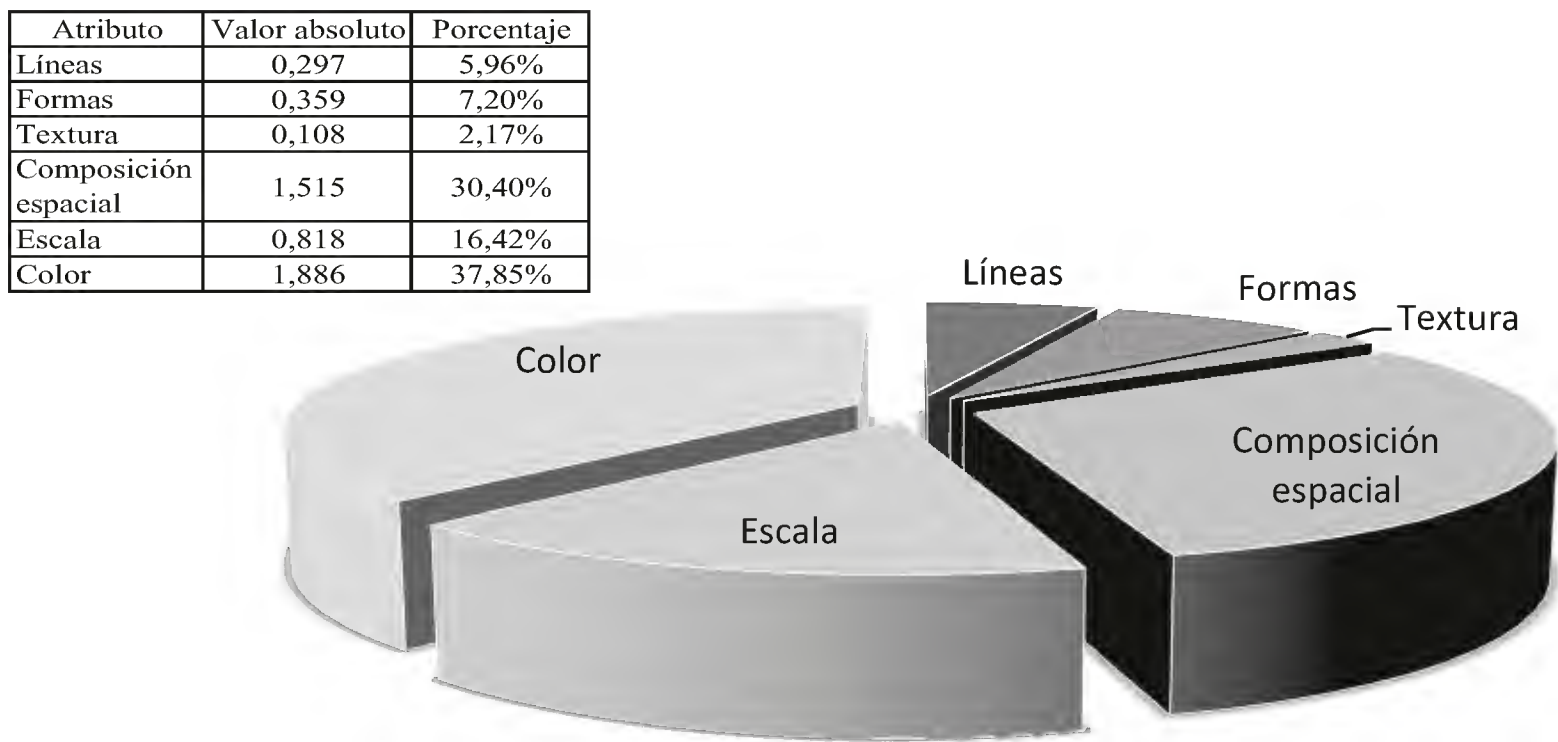


FIGURA 7. Importancia de cada uno de los atributos en el modelo a partir de la suma de los coeficientes de regresión.

DISCUSIÓN

En el presente trabajo se ha desarrollado una estrategia que permite medir los atributos estéticos de forma objetiva y sistematizable basada en una relación de variables que pueden medirse directamente sobre fotografías. Esta técnica de medición de atributos, y por tanto de caracterización del paisaje, permite superar los inconvenientes

achacados a los atributos estéticos por García Moruno (1998), Muñoz-Pedreros (2004) o Zhao *et al.* (2013) que aluden a la dificultad para definirlos adecuadamente e incluso para medirlos de forma objetiva y sistematizable.

La estructura de las variables independientes en el modelo óptimo (Tabla 6) es el resultado de la mejor combinación posible de cara a explicar las preferencias. Por ello, la aplicación del modelo deducido para cualquier

TABLA 7. Coeficientes de correlación lineal entre las preferencias expresadas por la población y las variables empleadas para caracterizar los atributos

| | | | | |
|---|---|---|--------------------------|---------|
| Líneas | Número | | 0,088 | |
| | Longitud media | | -0,223* | |
| | Coeficiente de variación longitud media | | 0,163 | |
| Formas | Número | | 0,113 | |
| | Superficie media | | -0,009 | |
| | Coeficiente de variación superficie media | | 0,059 | |
| | Longitud media eje formas | | 0,084 | |
| | Coeficiente de variación longitud media eje | | -0,074 | |
| | Ángulo medio eje | | -0,021 | |
| | Coeficiente de variación ángulo medio eje | | -0,006 | |
| Textura | Número de granos | | 0,158 | |
| | Superficie media de granos | | 0,250* | |
| | Coeficiente de variación típica superficie media granos | | -0,117 | |
| Composición espacial | Superficie terreno | Proporción sobre el total | 0,379* | |
| | Superficie cielo | Proporción sobre el total | -0,379* | |
| | Línea del horizonte | Número | 0,195 | |
| | | Longitud media | -0,049 | |
| | | Coeficiente de variación longitud media | 0,012 | |
| | Elementos | Número | -0,040 | |
| | | Superficie media | -0,191 | |
| Coeficiente de variación superficie media | | -0,048 | | |
| Escala | Ejes | Media | -0,204* | |
| | | Longitud | Coeficiente de variación | -0,013 |
| | | Ángulo | Coeficiente de variación | -0,051 |
| | Color | RGB | Valor medio | -0,381* |
| | | | Coeficiente de variación | 0,526* |
| RGB-Rojo | | Valor absoluto | -0,013 | |
| | RGB-Azul | Valor absoluto | -0,258* | |
| | RGB-Verde | Valor absoluto | 0,373* | |

* Coeficientes de correlación lineal estadísticamente significativos (Contraste basado en distribución t-Student, $\alpha=0,05$)



otro paisaje comparable garantiza que el valor obtenido será indicativo de las preferencias por ese paisaje. Puede por tanto ser aplicado por cualquier individuo capaz de medir las variables independientes del modelo en una fotografía. Ello hace que pueda considerarse superada la discusión relativa a los modelos basados en la percepción o los basados en expertos, analizada por Daniel (2001) o por Lothian (1999).

El modelo óptimo deducido para predecir las preferencias de la población permite explicar una proporción de la varianza de las preferencias que en términos absolutos supera a 60%. Este dato es intermedio a los resultados obtenidos en otros trabajos. Franco *et al.* (2003) alcanzaron 99,1% referido al efecto de operaciones agroforestales, Arriaza *et al.* (2004) 50% para paisajes rurales o Schirpke *et al.* (2013) 72% para paisajes alpinos. La porción de las preferencias explicada por el modelo puede interpretarse como la componente compartida por todos los individuos, relacionada con factores innatos, explicable a través de la relación de atributos estéticos incluidos en el modelo. Por el contrario, la porción no explicada sería achacable a las influencias diferenciales (factores adquiridos de carácter individual, social o cultural) de cada individuo.

La contribución de factores innatos y adquiridos de cara a explicar la percepción y el valor asignado a los paisajes ha sido estudiada por diferentes autores, encontrando resultados de diferente naturaleza. Algunos autores concluyen que la componente común a las preferencias por los paisajes es mayoritaria. Este es el caso, por ejemplo, de Van den Berg y Koole (2006), quienes observaron que la influencia de los factores sociales y culturales alcanzaba a explicar 16% de las preferencias por paisajes con diferente grado de intervención humana, conclusiones similares a las deducidas en otros estudios como los llevados a cabo por Howley *et al.* (2012) o Svobodova *et al.* (2012). Por el contrario, otros autores como Arbogast *et al.* (2000) demostraron que la mayor influencia procedía del efecto de los factores sociales y culturales. Stamps (1996) también se sitúa en esta última línea y concluye que la mayor parte de la varianza es imputable a variables sub-

jetivas (basadas en el efecto de los condicionantes adquiridos), mientras que la parte de la varianza basada en atributos objetivos es muy inferior (30% frente a 7%). Los resultados obtenidos en el presente trabajo, especialmente el valor del coeficiente de determinación, nos sitúan en la línea de los autores que abogan por la mayor relevancia de los factores innatos sobre las preferencias por los paisajes.

Centrando el análisis en la estructura del modelo, la mayor relevancia de los atributos color y composición espacial obliga a descartar los métodos de valoración que asignan el mismo peso a cada atributo y se confirman las conclusiones de González (2000) y Otero (2009) que apuntaban al color como el atributo más relevante. Esta mayor relevancia del color es también apoyada por los estudios referidos a la psicología de la percepción ya referidos en el presente trabajo. Si los resultados del modelo se analizan a la vista de cada una de las variables concretas, se observa cómo las dos variables con mayor peso dentro del modelo, medidas a través de los coeficientes de regresión tipificados (tabla 6), son la superficie media de los granos y la variabilidad de la medida RGB, ambas con signo positivo. La primera de ellas está relacionada con la presencia de conjuntos arbóreos que constituyen textura. La mayor preferencia por estas formaciones vegetales sería acorde con los resultados obtenidos por algunos autores como por ejemplo Arriaza *et al.* (2004) o Kaltenborn y Bjerke (2002) que observaron preferencias crecientes por la vegetación percibida como natural. La relevancia de la variabilidad vinculada al color implica preferencias crecientes por fotografías en las que mayor es la variabilidad del color. Este resultado es coherente con el observado por Junge *et al.* (2011) en cuanto a las preferencias crecientes por la diversidad en las fotografías o, de forma más concreta, por Arriaza *et al.* (2004) que observaron preferencias crecientes por el contraste de color en las fotografías.

Las variables que mayor relevancia ejercen sobre las preferencias en sentido negativo, medidas a través de los coeficientes de regresión tipificados (tabla 6), son el número de líneas y la variabilidad en la longitud del eje de los elementos incluidos en la variable escala. Ambas varia-

bles están relacionadas con las escenas en las que se combinan infraestructuras lineales o edificaciones (ambas con un eje de dominancia vertical) con el resto de elementos del paisaje en los que resulta más frecuente la presencia de elementos con eje horizontal. Este resultado denota la menor preferencia de los individuos por los elementos de carácter antrópico y coincide con lo observado por otros autores como Luckmann *et al.* (2013).

CONCLUSIONES

En la presente investigación se ha desarrollado un método para valorar el paisaje forestal de uso mayoritario monte bajo y pastizal mediterráneo. Este método de valoración del paisaje permite superar los inconvenientes achacados a los modelos actuales, referidos a la subjetividad en la determinación de las características del paisaje y a la consideración de la población en la determinación del valor. Su vinculación con los atributos estéticos garantiza la cercanía con los mecanismos de percepción humana. Además, la totalidad de variables empleadas para la caracterización de los atributos estéticos pueden ser medidas de forma objetiva, con lo que se limita la complejidad para su cuantificación.

El modelo se ha construido de forma que las preferencias de la población actúan como variable dependiente, que condiciona las ponderaciones asignadas a cada una de las independientes. Esto garantiza que las preferencias quedan incorporadas en el modelo y que son ellas quienes definen la forma en la que las distintas variables explicativas participan en la justificación de las preferencias. A la vista de los resultados del modelo (coeficiente de determinación), se puede afirmar que la mayor parte de la variabilidad en las preferencias por el paisaje analizado se explica a partir de factores comunes a todos los individuos consultados (60,1% de la variabilidad en las preferencias), quedando la menor parte (39,9% de la variabilidad en las preferencias) explicada por la influencia de los condicionantes sociales y culturales que justificarían las diferencias individuales en la valoración del paisaje.

El modelo óptimo para deducir el valor del paisaje adopta una estructura lineal y las dos variables que

ejercen un efecto más relevante sobre las preferencias están relacionadas con el color y la textura. La combinación de variables independientes que conforman el modelo óptimo permite concluir que las preferencias de la población son crecientes ante fotografías en las que existe diversidad de elementos vegetales de diferente tamaño que conforman un patrón en la imagen (variable superficie media de los granos) y en las que existe contraste entre la gama de colores presentes (variable coeficiente de variación de la medida RGB). Por el contrario, las preferencias son decrecientes en relación a elementos de carácter antrópico tales como infraestructuras lineales y edificaciones (variables longitud media de las líneas y coeficiente de variación de la longitud del eje de los elementos incluidos dentro de la variable escala). Finalmente, centrando el análisis en los atributos, la estructura del modelo óptimo deducido permite concluir que color y composición espacial son los dos atributos que en mayor medida contribuyen a modelar las preferencias.

REFERENCIAS

- Altamirano, A., A. Miranda, y C. Jimenez. 2012. Incertidumbre de los índices de paisaje en el análisis de la estructura espacial. *Revista Bosque (Valdivia)* 33(2):171-181.
- Ambrosio, L. 2000. Econometría. Servicio de Publicaciones Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid. 211 p.
- Arbogast, F., D.H. Knepper y W.H. Langer. 2000. The Human factor in Mining reclamation. US Geological Survey Circular 1191. US Department of the Interior, US Geological Survey. Denver. 28 p.
- Arriaza, M., J.F. Cañas-Ortega, J.A. Cañas-Madueño y P. Ruiz-Avilés. 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69(1):115-125.
- Bartels, A. y S. Zeki. 2006. The temporal order of binding visual attributes. *Vision Research* 46(14):2280-2286.
- Berleant, A. 2010. Reconsidering Scenic Beauty. *Environmental Values* 19(3):335-350.
- B.L.M. 1980a. Visual Resource Management. Manual 8400. Bureau of Land Management. Washington. 15 p.



- B.L.M. 1980b. Visual Resource Inventory. Manual H-8410-1. Bureau of Land Management. Washington. 28 p.
- B.L.M. 1980c. Visual Resource Contrast Rating. Manual 8431. Bureau of Land Management. Washington. 32 p.
- Borst, G. y S.M. Kosslyn. 2008. Visual mental imagery and visual perception: Structural equivalence revealed by scanning processes. *Memory & Cognition* 36(4):849-862.
- Cañas, I., E. Ayuga y F. Ayuga. 2009. A contribution to the assessment of scenic quality of landscapes based on preferences expressed by the public. *Land Use Policy* 26(4):1173-1181.
- Chapa-Bezanilla, D., J. Sosa-Ramírez y A. de Alba-Ávila. 2008. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques* 14(1):37-51.
- Daniel, T.C. 2001. Whither scenic beauty? Visual landscape quality assessment in the 21st century. *Landscape and Urban Planning* 25:267-281.
- Daniel T.C. y R.S. Boster. 1976. Measuring landscape aesthetics: the scenic beauty estimation method. Research Paper RM-167. USDA Forest Service. Washington, EUA. 66 p.
- Daniel, T.C. y J. Vining. 1983. Methodological issues in the assessment of landscape quality. In: I. Altman y J. Wohwill, eds. Behaviour and the natural environment. Plenum Press. Nueva York. p:39-83.
- Deng, S.Q., J.F. Yan, Q.W. Guan y M. Katoh. 2013. Short-term effects of thinning intensity on scenic beauty values of different stands. *Journal of Forest Research* 18(3):209-219.
- Franco, D., D. Franco, I. Mannino y G. Zanetto. 2003. The impact of agroforestry networks on scenic beauty estimation - The role of a landscape ecological network on a socio-cultural process. *Landscape and Urban Planning* 62(3):119-138.
- García Moruno, L. 1998. Criterios de diseño para la integración de las construcciones rurales en el paisaje. *Informes de la construcción* 50(458):71-73.
- Gobster, P.H. y R.E. Chenoweth. 1989. The dimensions of aesthetic preference: a quantitative analysis. *Journal of Environmental Management* 29:47-72.
- González, R. 2000. La fotografía como elemento para el análisis y la simulación del paisaje forestal. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid. 719 p.
- Hofmann, M., J.R. Westermann, I. Kowarik y E. Van der Meer. 2012. Perceptions of parks and urban derelict land by landscape planners and residents. *Urban Forestry and Urban Greening* 11:303-312.
- Howley, P., C.O. Donoghue, y S. Hynes. 2012. Exploring public preferences for traditional farming landscapes. *Landscape and urban planning* 104:66-74.
- Junge, X., P. Lindemann-Matthies, M. Hunziker y B. Schupbach. 2011. Aesthetic preferences of non-farmers and farmers for different land-use types and proportions of ecological compensation areas in the Swiss lowlands. *Biological Conservation* 144(5):1430-1440.
- Kaltenborn, B. y T. Bjerke. 2002. Visualization on forest landscape preference research: a finish perspective. *Landscape and urban planning* 59(1):1-11.
- Krause, C.L. 2001. Our visual landscape—Managing the landscape under special consideration of visual aspects. *Landscape Urban Planning* 54:239-254.
- Lewis, K.J.S., G. Borst y S.M. Kosslyn. 2011. Integrating visual mental images and visual percepts: new evidence for depictive representations. *Psychological Research-Psychologische Forschung* 75(4):259-271.
- Lothian, A. 1999. Landscape and the philosophy of aesthetics: Is landscape quality inherent in the landscape or in the eye of the beholder? *Landscape and Urban Planning* 44:177-198.
- Luckmann, K., V. Lagemann y S. Menzel. 2013. Landscape assessment and evaluation of young people: Comparing nature-orientated habitat and engineered habitat preferences. *Environmental and Behavior* 41(1):86-112.
- Milani, R. 2009. Esthétiques du paysage. Art et contemplation, Arles. Actes Sud. 239 p.
- Mühlhauser, S.H., G. de la Fuente, J.A. Atauri y J.V. de Lucio. 2004. Influencia de la heterogeneidad del paisaje en la calidad escénica: el caso precordillerano andino de la cuenca de Santiago. *Revista de Geografía Norte Grande* 32:129-138.

- Muñoz-Pedrerros, A. 2004. La evaluación del paisaje: una herramienta de gestión ambiental. *Revista Chilena de Historia Natural* 77:139-156.
- Nielsen, A.B., E. Heyman y G. Richnau. 2012. Liked, disliked and unseen forest attributes: Relation to modes of viewing and cognitive constructs. *Journal of Environmental Management* 113:456-466.
- Otero, L. 2009. Arquitectura y diseño del paisaje forestal: impacto de las plantaciones en el sur de Chile. XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires, 2009.
- Rubio, P. y J. Muñoz. 2008. Gestión del Paisaje en áreas de interés natural. *Cuadernos Geográficos* 43:271-288.
- Ryan, R.L. 2012. The influence of landscape preference and environmental education on public attitudes toward wildfire management in the Northeast pine barrens (USA). *Landscape and Urban Planning* 107(1):55-68.
- Schirpke, U., E. Tasser y U. Tappeiner. 2013. Predicting scenic beauty of mountain regions. *Landscape and Urban Planning* 111:1-12.
- Sheppard, S.R.J. 2004. Visual analysis of forest landscapes. In Burley, J. Editor. Elsevier Encyclopedia of Forest Sciences, Landscape and Planning Section. Oxford. p:440-450.
- Smardon, R.C. Appleyard, D. Sheppard, S.R.J. y S. Newman. 1979. Prototype Visual Impact Assessment Manual. Syracuse State University. Nueva York. 113 p.
- Smith, E.L., I.D. Bishop, K.J.H. Williams y R.M. Ford. 2012. Scenario Chooser: An interactive approach to eliciting public landscape preferences. *Landscape and Urban Planning* 106(3):230-243.
- Sevenant, M. y M. Antrop. 2011. Landscape representation validity: a comparison between on-site observations and photographs with different angles of view. *Landscape Research* 36(3):363-385.
- Stamps, A.E. 1996. People and places: Variance components of environmental preferences. *Perceptual and Motor Skills* 82:323-334.
- Svobodova, K. Sklenicka, P. y K. Molnarova. 2012. Visual preferences for physical attributes of mining and post-mining landscapes with respect to the sociodemographic characteristics of respondents. *Ecological engineering* 43:34-44.
- Van den Berg, A.E. y S.L. Koole. 2006. New wilderness in the Netherlands: An investigation of visual preferences for nature development landscapes. *Landscape and Urban Planning* 78:362-372.
- Velázquez, J., S. Zubelzu, P.M. Díaz y A. Hernández. 2012. Adecuación de la gestión paisajística española al convenio europeo del paisaje. Análisis de las adaptaciones normativas autonómicas y sus implicaciones prácticas sobre los paisajes ordinarios. Actas XI Congreso Nacional de Medioambiente. Madrid, 26-30 de Noviembre de 2011.
- Wang, B.Z, P. He, S.Q. An y S.Y. Shen. 2012. Modeling scenic quality of wetland landscape resources in South Dongting Lake, China. *Chinese Geographical Science* 22:578-589.
- Young, C. y M. Wesner. 2003. Valores estéticos de los bosques: medición del impacto visual de las operaciones forestales. *Revista internacional de silvicultura e industrias forestales. Unisylvia* 54:23-37.
- Zeki, S. 2001. Localization and globalization in conscious vision. *Annual Review of Neuroscience* 24:57-86.
- Zhao, J.W., R.H. Wang, Y.L. Cai y P.J. Luo. 2013. Effects of visual indicators on landscape preferences. *Journal of Urban Planning and Development-ASCE* 139(1):70-78.
- Zubelzu, S. 2014. Estadística. Teoría y problemas. García Maroto Editores, S.L. Madrid. 520 p.

Manuscrito recibido el 12 de septiembre de 2013.

Aceptado el 4 de octubre de 2014.

Este documento se debe citar como:

Zubelzu, S. y A. Hernández. 2015. Método de valoración de paisajes forestales basado en el uso de atributos estéticos como variables explicativas de las preferencias. *Madera y Bosques* 21(1):45-62.



Influencia de la complejidad estructural del dosel en la reflectancia de datos *Landsat*™

Influence of the structural complexity of canopy on reflectance data Landsat TM

René Alberto Palestina¹, Miguel Equihua^{2,*} y Octavio Miguel Pérez-Maqueo²

¹ Posgrado del Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México.

² Red de Ambiente y Sustentabilidad. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México.

* Autor de correspondencia. equihuam@gmail.com

RESUMEN

La relación entre datos de instrumentos de percepción remota y datos de inventario de bosque, en particular de la complejidad estructural de los elementos leñosos del dosel es un asunto pobremente entendido no obstante su importancia en ecología, silvicultura y manejo de recursos. En el presente trabajo se evaluó por medio de técnicas multivariadas (*biplot*) y Modelos Lineales Generalizados (MLG), la influencia de los diferentes estratos leñosos del dosel de cuatro variables de estructura (altura, DAP, diámetro de copa y densidad de individuos) sobre la reflectancia de datos Landsat TM en tres tipos de bosque en el Parque Nacional Cofre de Perote. Los resultados *biplot* indican diferencias relacionadas con el tipo de bosque y la expresión métrica de los atributos estructurales. MLG indican que la reflectancia total es dependiente de la complejidad estructural del dosel, del tipo de bosque con ciertas limitaciones derivadas de la sensibilidad de los sensores. Las bandas Landsat 1-3, 5-7 mostraron una más clara relación con atributos de la complejidad forestal, en particular para bosque de *Pinus hartwegii* y bosque mixto, al parecer las dimensiones estructurales del bosque y limitaciones en la sensibilidad de los sensores Landsat impiden explicar la reflectancia a partir de la complejidad en el bosque de *A. religiosa*.

PALABRAS CLAVE: atributos de bosque, bosque de coníferas, dosel, estructura del bosque, imágenes de satélite, respuesta espectral.

ABSTRACT

Despite its importance in ecology, forestry and resource management the relationship between remote sensing data and forest inventory data are still poorly understood, in particular regarding the structural complexity of woody canopy elements. In this paper we evaluate by multivariate techniques and Generalized Linear Models (GLM), the influence of 4 woody canopy structure variables by strata (height, DBH, crown diameter and density) on the Landsat TM reflectance data. We analyzed three forest types in the Cofre de Perote National Park. Biplots suggest differences related to the type of forest and the metric expression of structural attributes. GLM indicate that the total reflectance shows differential response that can be associated to canopy structural complexity and the type of forest with some limitations related to the sensitivity of the sensors. Landsat bands 1-3, 5-7 showed a better association with forest complexity variables, in particular for *Pinus hartwegii* forest and mixed forest. Apparently forest structural attributes and limitations of Landsat sensor sensitivity itself prevents the identification of reliable association between reflectance and complexity variables in *Abies religiosa* forest.

KEY WORDS: forest attributes, conifer forest, canopy, forest structure, satellite images, spectral response.

INTRODUCCIÓN

Los bosques son ecosistemas que proveen bienes materiales y servicios ambientales indispensables para el bienestar humano (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Por su importancia, es cada vez más urgente disponer de información confiable de su estado actual y de cómo cambian a través del tiempo (Franklin, 2001; Wulder *et al.*, 2004). En este sentido los datos derivados de sensores de percepción remota son una opción idónea para adquirir información de extensas superficies de bosque con un costo razonable y aceptable exactitud (Lu *et al.*, 2004). La suposición básica en percepción remota es que cada tipo de superficie interactúa de manera característica con la radiación incidente. Dicha conducta genera una curva que representa el comportamiento del objetivo a lo largo del espectro electromagnético (Mather, 2004). Esta respuesta ha sido denominada firma espectral, respuesta espectral o reflectancia, y se ha demostrado ampliamente que provee información útil en ecología y manejo de recursos, al permitir hacer inferencias confiables sobre la naturaleza de la superficie reflectante.

El interés por disponer de información precisa de la superficie terrestre ha propiciado el estudio de la interacción de una gran variedad de tipos de coberturas con la radiación electromagnética. En el caso de los bosques, ha permitido derivar estimadores que vinculan la relación entre la reflectancia y atributos del bosque, datos de inventario, índices de vitalidad, ecológicos, eco-fisiológicos y bioquímicos (Nilson *et al.*, 2003). Este tipo de información ha sido útil y crítica en muchos aspectos del manejo de recursos, la toma de decisiones a escala de paisaje e indispensable en la construcción de modelos de procesos ecológicos.

No obstante, aún persiste incertidumbre sobre la relación entre la estructura del bosque y la reflectancia respecto a las longitudes de onda más adecuadas para representar diferencias sutiles en la estructura, tipo y condición de la vegetación (Hill *et al.*, 2011). La principal causa es que la utilidad, tipo y fortaleza de las relaciones entre datos espectrales y atributos del bosque son específicos al sensor y sitio, lo cual dificulta hacer generalizacio-

nes entre estudios de diferentes sitios e incluso de tiempos distintos en una misma zona (Steininger, 2000; Woodcock *et al.*, 2001; Foody *et al.*, 2001, 2003; He *et al.*, 2013).

Existe evidencia de que la reflectancia del bosque es determinada por la distribución vertical de parámetros biofísicos y bioquímicos del dosel (Wang y Li, 2013), y que los estratos interiores e incluso la vegetación a ras del suelo desempeñan un papel significativo (Danson y Curran, 1993). También se han detectado complejas interacciones entre variables estructurales como biomasa, edad, densidad, altura y área basal. Otros atributos importantes son la composición de especies, composición química de las hojas y naturaleza del suelo (Rock *et al.*, 1986; Peterson *et al.*, 1987; Gerard y North, 1997; Lee y Nakane, 1997; Asner, 1998; Baret, 1991; Houborg *et al.*, 2009). Además, influyen factores relacionados con el sensor, como la orientación del sol, sobre todo el azimuth solar, la altura del sol en el cielo (ángulo de elevación) y la dirección en que apunta el sensor en relación al nadir (ángulo de visión) (Mather 2004).

Se han logrado grandes avances en el entendimiento de la reflectancia, no obstante persisten carencias, específicamente en relación con el efecto de la variabilidad estructural de los elementos leñosos del dosel en la formación de la señal. Se considera que el entendimiento básico de este complejo proceso es relevante en ecología y silvicultura porque puede contribuir a estimaciones más precisas de volumen de madera, así como proveer información valiosa para el mapeo detallado de la estructura que incluya los estratos inferiores de la vegetación. Es importante resaltar que no se encontraron en la bibliografía antecedentes de este tipo y con el detalle usado en este trabajo.

OBJETIVOS

El presente trabajo tuvo como objetivo analizar por medio de métodos empíricos, la influencia de los diferentes estratos del dosel en la formación de la reflectancia de datos Landsat TM. El estudio incluye cuatro variables estructurales de interés agronómico (altura, DAP, diámetro de copa



y densidad de individuos) cuya relación con la reflectancia fue evaluada en tres tipos de bosque.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente trabajo se realizó en el Parque Nacional Cofre de Perote (PNCP), un área natural protegida situada en la región montañosa del centro de México, entre los paralelos 19° 34' 02" y 19° 25' 39" de latitud norte y los meridianos 97° 12' 49" y los 97° 06' 09" de longitud oeste. El PNCP ocupa una superficie de 11 530 ha, y se ubica por arriba de la curva de nivel de los 3000 m hasta los 4250 m snm en la cumbre.

Los tipos de suelo dominantes son andosol ócrico (80,9% de la superficie total) y el andosol húmico (17,85%), con una pequeña superficie de regosol eútrico (1,2%) (Inifap-Conabio, 1995). Los climas son del tipo semifrío húmedo y subhúmedo con temperatura media anual entre 5 °C y 12 °C (García-Conabio, 1998). La precipitación oscila entre 600 mm y 1200 mm anuales, con una pequeña superficie que capta entre 400 mm y 600 mm en la región más seca (Vidal-Zepeda, 1990).

La vegetación arbórea ocupa 56,4% de la superficie total del parque y está constituida por bosque de *Pinus*, bosque de *Abies*, y bosque de *Pinus-Quercus* (denominado aquí bosque mixto). Cuarenta y seis por ciento de la superficie restante está ocupada por agricultura de temporal y pastizal de origen antropogénico, con el 2,6% restante correspondiente a la pradera de alta montaña (Inegi, 2011).

Procesamiento de la imagen

En el estudio se utilizaron dos imágenes Landsat. En primera instancia una escena ETM+ previa al muestreo con fecha de adquisición 7 de marzo de 2009 (path 25/row 46) fue analizada generando el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y usada únicamente para estratificar y guiar el muestreo. Los valores de NDVI fueron agrupados en clases con Arcgis. NDVI fue elegido por su capacidad de representar cantidad de biomasa (Zheng

et al., 2004; Gillespie *et al.*, 2006). En NDVI, valores de 0,1 o menor corresponden a zonas áridas, roca, arena, o nieve, valores moderados, entre 0,2-0,3 representan arbustos o pastizales y valores altos, entre 0,6-0,8 indican bosques templados o tropicales.

La segunda imagen fue usada para los análisis estadísticos, corresponde a datos Landsat 5 TM (path 25/row 46), con fecha de adquisición 12 de diciembre de 2009. Datos TM fueron elegidos debido al problema en el corrector de la línea de escaneo del sensor ETM+, por no presentar nubes para el polígono del PNCP y por ser la más próxima a la realización del muestreo. La imagen fue calibrada para convertir los valores digitales a radiancia y posteriormente a reflectancia usando los coeficientes de calibración para datos Landsat de Chander *et al.* (2009). Con la imagen calibrada se corrigió el efecto de la atmósfera por el método de extracción del objeto oscuro de Chávez (1996). La calibración y corrección atmosférica se realizó con ENVI. Los valores de reflectancia se extrajeron por el método ventana de 3x3 píxeles con Arcgis. Esta técnica permite eliminar errores de geoposición cuando se relacionan valores de pixel con muestreos de vegetación (Hall *et al.*, 2006; Luther *et al.*, 2006). Debido a la coincidencia espacial de ambas imágenes con las cartas topográficas vectoriales 1:50 000 de Inegi no se realizó rectificación geométrica.

Muestreo

Un muestreo estratificado aleatorio se realizó en octubre de 2009 usando como datos auxiliares nueve categorías de NDVI correspondientes a vegetación arbórea, la adscripción a tipo de vegetación en campo y un perímetro de restricción de 500 m en relación con las vías de comunicación (terracerías y brechas). La selección de grupos homogéneos o clases se realizó con ayuda de SIG por medio de inspección visual, identificando dentro del perímetro de restricción las microcuencas donde cada categoría de NDVI-tipo de vegetación presentó fragmentos de mayor área. Cuando alguna categoría se observó altamente fragmentada dentro del área preestablecida, se procedió a su muestreo fuera de esta. En cada fragmento elegido se esta-

blecieron 4(5) puntos aleatorios a una distancia mínima entre sí de 90 m. En total se ubicaron 90 puntos en los 3 tipos de vegetación arbórea dominantes.

Para guiar el muestreo en campo el mapa de NDVI, los archivos vectoriales de vías de comunicación, el perímetro de restricción y los puntos elegidos aleatoriamente fueron “cargados” en un geoposicionador global (GPS) con recepción bajo dosel. En cada punto aleatorio se trazó un cuadro de 10 m x 10 m, donde se midió a cada individuo leñoso igual o mayor a 2 m la altura, DAP y diámetro de copa. La altura se estimó con un clinómetro electrónico con un error de ± 30 cm, el DAP con cinta diamétrica y el diámetro de copa con cinta métrica estándar.

Basado en la altura, la adscripción de los individuos a un estrato del dosel particular se realizó con el siguiente criterio: estrato 1 (E1) individuos cuya altura corresponde entre 100% y 80% de la altura total registrada en el cuadro, estrato 2 (E2) 80% - 50% de la altura total, estrato 3 (E3) 50% de la altura total hasta 2 m. Con la estratificación derivada de la altura, se calcularon los promedios para los diferentes estratos de altura, DAP y diámetro de copa, excepto la densidad que fue representada con un conteo.

Análisis estadístico

Los análisis se realizaron con R (R Development Core Team, 2012). La relación entre valores espectrales y atributos de estructura se analizó con *Biplot*. Dicha técnica proyecta conjuntos de datos multivariados que grafican la estructura de varianza-covarianza entre variables. Representa distancias euclidianas entre variables y es usado para revelar agrupamiento y multicolinealidad (Gabriel, 1971; Kohler y Luniak, 2005; La Grange, 2009). El *biplot* se obtuvo por medio del paquete HSAUR de R (Everitt y Hothorn, 2012). Los componentes principales fueron construidos con la función *prcomp* a partir de la matriz de correlación y estandarizados para evitar que las diferentes escalas (reflectancia, m, cm, conteo) influyan en la longitud de los vectores y dominancia de alguna de las variables (La Grange, 2009; Rawlings et al., 1998).

La influencia de los estratos del dosel en la reflectancia se evaluó con MLG. Este tipo de modelos permite cons-

truir funciones de regresión y ajuste con diferentes tipos de error (binomial, Poisson, gamma). Son adecuados cuando la distribución de los errores no sigue una distribución normal, la varianza es dependiente de la media y la variable de respuesta no se relaciona linealmente con las variables independientes. Su estructura incluye tres componentes, el predictor lineal, la estructura del error y la función de vínculo o link (Crawley, 2007; Nelder y Wedderburn, 1972).

El análisis de cada banda Landsat TM se realizó por tipo de bosque. Para evitar problemas por colinealidad y debido a la alta correlación entre las cuatro variables explicativas (altura, DAP, diámetro de copa y densidad), cada atributo estructural (formado por tres estratos) se evaluó por separado (Zuur et al., 2010). Determinar colinealidad es importante porque el uso de variables correlacionadas produce estimaciones inestables de los parámetros (Crawley, 2007) y es crítico para identificar variables importantes en un proceso (Rawlings et al. 1998).

La colinealidad no esencial fue tratada restando la media a las variables predictoras. Cada modelo fue verificado para el factor de inflación de varianza (FIV) con el paquete VIF de R (Lin et al., 2011). FIV es un estimador de colinealidad. Valores de 1 indican carencia de redundancia, >4 multicolinealidad y >10 indican multicolinealidad grave, que es indicativo que ciertas variables no se deben usar simultáneamente (Mandeville, 2008).

Por la naturaleza cuantitativa continua de los datos se usó la distribución de la familia exponencial *gamma* y la función link *identity*. El análisis incluye los tres estratos de estructura y las interacciones y se incluyó un término cuadrático a cada variable para determinar si la relación es lineal. El modelo máximo es el siguiente:

$$Y \sim E1 + E2 + E3 + I(E1^2) + I(E2^2) + I(E3^2) + E1:E2 + E1:E3 + E2:E3 + E1:E2:E3, \text{family} = \text{Gamma}(\text{link} = \text{identity})$$

La selección de variables se hizo con una significancia mínima de $\alpha=0,05$, la proporción de devianza explicada (%) y el Criterio de Información Akaike (AIC), un estadístico útil,



porque penaliza parámetros superfluos en un modelo, cuanto más pequeño es el AIC, mejor es el ajuste (Crawley, 2007).

RESULTADOS

Análisis Biplot

La ordenación por medio de *Biplot* a lo largo del CP1 y CP2 agrupó los sitios de muestreo de acuerdo con el tipo de bosque. Los CP1 y CP2 informan 60,8% de la varianza total de los datos, alcanzando en el CP5 83,8%. Por su dirección y magnitud se aprecia la formación de dos grupos importantes de variables en el CP1, uno constituido por las bandas Landsat TM, B1-B3, B5, B7 y otro formado por variables de altura (ALTE1, ALTE2, ALTE3), de DAP (DAPE2, DAPE3) y diámetro de copa (COPE2, COPE3); en el CP2, se agruparon los tres estratos de densidad, correlacionados negativamente con DAPE1, COPE1 y la B4 (Fig. 1).

Aunque en el *biplot* ningún vector destaca particularmente del resto por su magnitud, la revisión del aporte de cada variable a cada componente indica en orden de importancia que en el CP1 las B7, B3, B5, B2, y B1 presentaron la mayor longitud de contribución negativa, mientras que de forma positiva los más importantes son ALTE2, ALTE3 y ALTE1. En el CP2 la mayor longitud de tipo positiva se observó en COPE1, DAPE1 y B4, y de forma negativa para DENE1 y DENE2 (Tabla 1).

Análisis MLG

Bosque de *P. hartwegii*

Los resultados son significativos para todas las bandas (excepto B4) y todos los atributos estructurales (Tabla 2). La altura del estrato superior (ALTE1) es altamente significativa en una relación cuadrática para B1-B3, B5, B7, con la

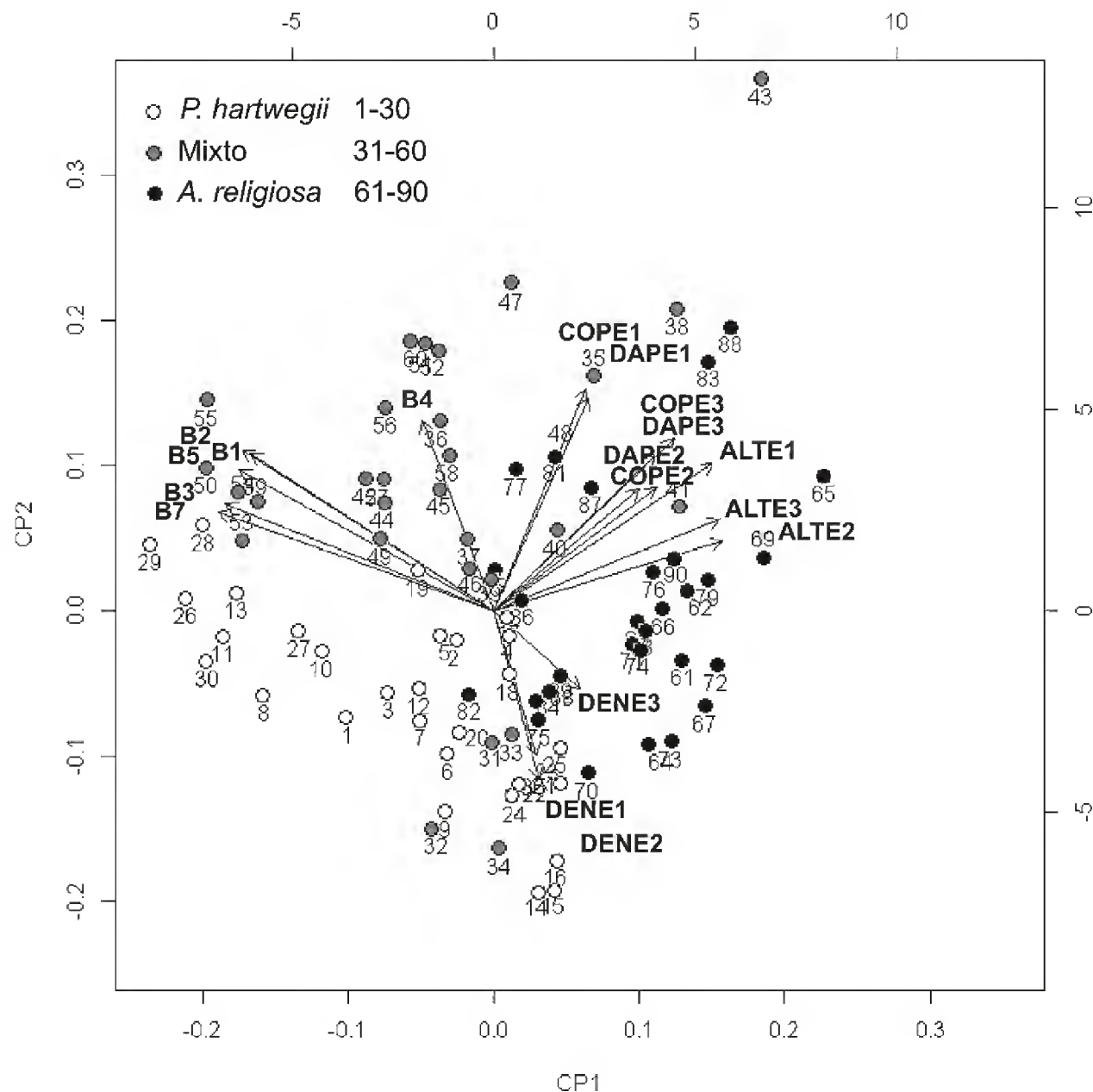


FIGURA 1. *Biplot* incluyendo el CP1 y CP2 para los tres tipos de bosque y todos los atributos estructurales.

TABLA 1. Contribución de cada variable a la construcción de los primeros 5 componentes principales (CP).

| | CPI | CP2 | CP3 | CP4 | CP5 |
|---------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Banda Landsat 1 (B1) | -0,31 | 0,25 | -0,03 | 0,10 | -0,05 |
| Banda Landsat 2 (B2) | -0,32 | 0,25 | -0,03 | 0,10 | -0,09 |
| Banda Landsat 3 (B3) | -0,34 | 0,17 | -0,06 | 0,06 | -0,13 |
| Banda Landsat 4 (B4) | -0,09 | 0,30 | 0,04 | 0,20 | 0,10 |
| Banda Landsat 5 (B5) | -0,32 | 0,22 | -0,03 | 0,14 | -0,05 |
| Banda Landsat 7 (B7) | -0,35 | 0,16 | -0,07 | 0,10 | -0,10 |
| Altura estrato 1 (ALTE1) | 0,28 | 0,23 | 0,07 | -0,19 | 0,13 |
| Altura estrato 2 (ALTE2) | 0,29 | 0,11 | -0,37 | 0,07 | -0,06 |
| Altura estrato 3 (ALTE3) | 0,29 | 0,15 | 0,24 | 0,32 | 0,00 |
| DAP estrato 1 (DAPE1) | 0,12 | 0,34 | 0,23 | -0,32 | -0,06 |
| DAP estrato 2 (DAPE2) | 0,21 | 0,20 | -0,52 | -0,01 | -0,10 |
| DAP estrato 3 (DAPE3) | 0,21 | 0,25 | 0,22 | 0,39 | -0,05 |
| Diámetro copa estrato 1 (COPE1) | 0,12 | 0,35 | 0,15 | -0,30 | -0,01 |
| Diámetro copa estrato 2 (COPE2) | 0,18 | 0,19 | -0,53 | 0,02 | -0,12 |
| Diámetro copa estrato 3 (COPE3) | 0,23 | 0,27 | 0,18 | 0,37 | -0,04 |
| Densidad estrato 1 (DENE1) | 0,05 | -0,23 | -0,01 | 0,39 | 0,43 |
| Densidad estrato 2 (DENE2) | 0,06 | -0,27 | -0,07 | 0,33 | -0,51 |
| Densidad estrato 3 (DENE3) | 0,11 | -0,12 | 0,25 | -0,10 | -0,67 |

particularidad que B1 incluye un efecto de interacción entre ALTE1 y ALTE3. El modelo usando B1 explica la mayor proporción de devianza (75,55%), con el resto de los modelos entre 54,3% y 59,26%. Usando estratos de DAP como predictor, se obtuvieron resultados significativos en B2-B3, B5 y B7 para DAPE3 en una relación cuadrática, con devianza explicada entre 40,05% y 52,17%. En B1, la estructura tiene un efecto complejo en la reflectancia, con resultados significativos para DAPE1, DAPE3, DAPE3² y DAPE1:DAPE3. La devianza explicada por los estratos de DAP en B1 es la más alta (57,24%).

Con diámetro de copa, el único estrato importante fue COPE3 en una relación cuadrática significativa para B1-B3, B5 y B7, con B7 registrando la mayor devianza explicada (47,22%). De los estratos de densidad, son significativos el estrato superior (DENE1) e inferior (DENE3) en B1, B3, B5 y B7, con la más alta proporción de devianza para

las B3, B5 y B7, entre estas, en B7 se observó la mayor proporción (58,76%). Para la B2, los estratos significativos son de la parte interior del dosel (DENE2 y DENE3), aunque con la menor devianza (40,37%).

Bosque mixto

Usando la altura como predictor, de la B2 deriva un modelo complejo con la más alta devianza explicada (37,89%), en el que ALTE1, ALTE3, ALTE1² y ALTE3² son significativos. En B1 el estrato superior (ALTE1) e inferior (ALTE3) son los más importantes; mientras que para las B3 y B7 el estrato inferior (ALTE3) y para B5 el estrato medio (ALTE2). En B3 y B5 la significancia es marginal. Para el DAP, el modelo más complejo deriva de la B5, en este, DAPE1, DAPE3 y DAPE1² son los estratos significativos. Para B1, B2, y B4, el estrato superior (DAPE1) es el más importante en una relación cuadrática; mientras que para

TABLA 2. Modelos estadísticamente significativos para el bosque de *P. hartwegii*.

| Modelo | Landsat TM | Estrato | t | P | | AIC | Devianza % | FIV |
|--------|------------|-------------|--------|----------|-----|---------|------------|-------|
| 1 | B1 | ALTE1 | -3,594 | 0,0014 | ** | -262,26 | 75,55 | < 4,1 |
| | | ALTE3 | -0,715 | 0,48133 | | | | |
| | | ALTE1:ALTE3 | 3,654 | 0,0012 | ** | | | |
| | | ALTE1^2 | 3,642 | 0,00123 | ** | | | |
| 2 | B2 | ALTE1 | -5,032 | 2,80E-05 | *** | -221,46 | 54,3 | < 1,4 |
| | | ALTE1^2 | 3,789 | 0,00077 | *** | | | |
| 3 | B3 | ALTE1 | -5,498 | 8,02E-06 | *** | -212,09 | 59,26 | <1,27 |
| | | ALTE1^2 | 4,488 | 0,00012 | *** | | | |
| 4 | B5 | ALTE1 | -5,255 | 1,54E-05 | *** | -156,12 | 57,67 | <1,29 |
| | | ALTE1^2 | 4,753 | 5,92E-05 | *** | | | |
| 5 | B7 | ALTE1 | -5,362 | 1,15E-05 | *** | -170,74 | 58,96 | <1,31 |
| | | ALTE1^2 | 4,855 | 4,50E-05 | *** | | | |
| 6 | B1 | DAPE1 | -2,205 | 0,03685 | * | -245,41 | 57,24 | <1,56 |
| | | DAPE3 | -3,454 | 0,00198 | ** | | | |
| | | DAPE3^2 | 2,236 | 0,03451 | * | | | |
| | | DAPE1:DAPE3 | 2,384 | 0,02504 | * | | | |
| 7 | B2 | DAPE3 | -3,834 | 0,000685 | *** | -214,66 | 42,79 | <1,18 |
| | | DAPE3^2 | 3,179 | 0,003684 | ** | | | |
| 8 | B3 | DAPE3 | -4,083 | 0,000355 | *** | -204,72 | 40,05 | <1,18 |
| | | DAPE3^2 | 3,55 | 0,001435 | ** | | | |
| 9 | B5 | DAPE3 | -3,681 | 0,001023 | ** | -149,03 | 46,46 | <1,11 |
| | | DAPE3^2 | 3,797 | 0,000756 | *** | | | |
| 10 | B7 | DAPE3 | -4,065 | 0,000372 | *** | -166,1 | 52,17 | <1,13 |
| | | DAPE3^2 | 4,082 | 0,000356 | *** | | | |
| 11 | B1 | COPE3 | -4,122 | 0,00032 | *** | -242,24 | 45,8 | <1,1 |
| | | COPE3^2 | 3,133 | 0,00414 | ** | | | |
| 12 | B2 | COPE3 | -3,517 | 0,00156 | ** | -213,23 | 40,03 | <1,09 |
| | | COPE3^2 | 2,932 | 0,00679 | ** | | | |
| 13 | B3 | COPE3 | -3,729 | 0,000904 | *** | -203,27 | 45,51 | <1,08 |
| | | COPE3^2 | 3,33 | 0,002522 | ** | | | |
| 14 | B5 | COPE3 | -3,308 | 0,00267 | ** | -146,35 | 41,5 | <1,05 |
| | | COPE3^2 | 3,328 | 0,00253 | ** | | | |
| 15 | B7 | COPE3 | -3,775 | 0,0008 | *** | -163,11 | 47,22 | <1,08 |
| | | COPE3^2 | 3,519 | 0,00155 | ** | | | |
| 16 | B1 | DENE1 | -2,001 | 0,055532 | . | -242,73 | 46,68 | <1,1 |
| | | DENE3 | -3,726 | 0,000909 | *** | | | |
| 17 | B2 | DENE2 | -2,223 | 0,03474 | * | -213,4 | 40,37 | <1,3 |
| | | DENE3 | -2,774 | 0,00993 | ** | | | |
| 18 | B3 | DENE1 | -2,235 | 0,0339 | * | -206,72 | 51,37 | <1,1 |
| | | DENE3 | -4,298 | 0,0002 | *** | | | |
| 19 | B5 | DENE1 | -2,616 | 0,014385 | * | -151,25 | 50,27 | <1,1 |
| | | DENE3 | -3,997 | 0,000446 | *** | | | |
| 20 | B7 | DENE1 | -3,323 | 0,00257 | ** | -170,59 | 58,76 | <1,1 |
| | | DENE3 | -4,748 | 6,00E-05 | *** | | | |

Código de significancia: ***(0,001), ** (0,01), * (0,05), . (0,1)

B3 y B7 las variables significativas son el estrato superior (DAPE1) y el inferior (DAPE3). Los modelos derivados de la porción visible del espectro (B1, B2 y B3) explican la mayor proporción de devianza (35,82% - 40,1%), con el más alto valor para B1.

En los modelos con diámetro de copa, COPE1, COPE2 y COPE1² resultaron significativos en B1, B2, B3 y B7, mientras que para la B4 únicamente COPE1 en una relación cuadrática. Entre los modelos contruidos con los estratos de diámetro de copa, los correspondientes a la porción visible del espectro tuvieron ligeramente mejor ajuste (devianza explicada entre 35,5% y 42,97%), con el más alto valor para B1. En lo que respecta a la densidad B2 y B3, mostraron resultados significativos para el estrato superior (DENE1) y el medio (DENE2), mientras que para B1 y B7 solo el estrato medio (DENE2) es importante. La más alta devianza explicada se obtuvo para B2 y B3 (26,1% y 27,58%; respectivamente) (Tabla 3).

Bosque *A. religiosa*

Únicamente se obtuvieron resultados significativos para DAPE1 y DAPE3 en B4 con devianza explicada de 23,05%. Mientras que para las B1-B3, B5 y B7 la densidad del estrato superior (DENE1) fue significativa en una relación cuadrática, con la más alta devianza explicada para B1 (36,56%) (Tabla 4). Cabe mencionar que los modelos para los tres tipos de bosque presentan por colinearidad un FIV <2, excepto para los estratos de altura en *P. hartwegii* (4,1) y bosque mixto (2,68).

DISCUSIÓN

El análisis *biplot* indica que las relaciones entre las variables espectrales y atributos de estructura son difíciles de discernir por la similar magnitud, sentido y proximidad entre vectores. Esto se debe a la alta colinearidad existente en los datos, un fenómeno observado previamente en datos multiespectrales (Xu et al., 2003) e hiperespectrales (Landgrebe, 1997). No obstante, el arreglo de los sitios de muestreo por tipo de bosque revela la influencia de las variables espectrales y de estructura, cuya importancia puede ser analizada con MLG con un tratamiento ade-

cuado de la colinearidad. En el caso de MLG, se observó que los estratos determinantes de la reflectancia difieren de acuerdo con el tipo de bosque. *P. hartwegii*: altura (E1, (E3)), DAP ((E1), E3), diámetro de copa (E3), densidad (E1, E3, (E2)). Bosque mixto: altura (E1, E3, (E2)), DAP (E1, E3), diámetro de copa (E1, E2), densidad (E1, E2). *A. religiosa*: DAP ((E1), (E3)), densidad (E1). Esto indica que las diferencias estructurales de cada tipo de bosque inciden de manera diferencial sobre la radiación, generando cambios en la reflectancia.

Los MLG sugieren una mayor eficacia en bosque de *P. hartwegii* y mixto para explicar la reflectancia a partir de la complejidad estructural. El trabajo pionero de Colwell (1974), demostró que la utilidad de datos espectrales en relación con la vegetación depende del ángulo cenit de inclinación solar y que a 40° la reflectancia deja de ser sensitiva a cambios en la cobertura de bosque mayor a 70%. Dado que la escena Landsat del área de estudio, se sitúa a 44° y que el bosque de *A. religiosa* en el PNCP es el de mayor cobertura arbórea (entre 70% y 95% para 67% de los sitios de muestreo), suponemos que la conjugación de la densidad del bosque y el ángulo cenit impiden explicar la reflectancia a partir de la complejidad en *A. religiosa*.

Otro factor que posiblemente impide explicar la reflectancia del bosque en *A. religiosa* es su propia estructura. Al respecto Donoghue y Watt (2006) detectaron que la predicción de la altura a partir de datos espectrales es precisa hasta una talla de 10 m, distancia a partir de la cual el poder de predicción decrece. Por lo tanto, en bosque de *A. religiosa* las limitaciones de los sensores no permiten asociar la reflectancia con la altura del arbolado, hecho que se extiende al diámetro de copa y de forma marginal al DAP.

Un factor no incluido en los modelos pero muy importante en la respuesta espectral es la influencia del suelo. Colwell (1974), observó que con bajos porcentajes de cobertura el sustrato puede tener una gran influencia en la reflectancia total. Sus observaciones mostraron que sitios con cobertura semejante de hierbas, pero con suelos claros tiene una reflectancia diferente a sitios con suelo oscuro.



TABLA 3. Modelos estadísticamente significativos para el bosque mixto.

| Modelo | Landsat TM | Estrato | t | P | | AIC | Devianza% | FIV |
|--------|------------|---------|--------|----------|-----|---------|-----------|--------|
| 21 | B1 | ALTE1 | 2,141 | 0,0414 | * | -247,41 | 14,53 | <1,5 |
| | | ALTE3 | -2,094 | 0,0458 | * | | | |
| 22 | B2 | ALTE1 | 2,486 | 0,01997 | * | -216,02 | 37,89 | <2,68 |
| | | ALTE3 | -3,225 | 0,0035 | ** | | | |
| | | ALTE1^2 | -3,426 | 0,00212 | ** | | | |
| | | ALTE3^2 | 2,847 | 0,00868 | ** | | | |
| 23 | B3 | ALTE3 | -1,954 | 0,0608 | . | -202,96 | 10,26 | - |
| 24 | B5 | ALTE2 | -1,798 | 0,083 | . | -123,23 | 8,66 | - |
| 25 | B7 | ALTE3 | -2,253 | 0,0323 | * | -163,02 | 13,11 | - |
| 26 | B1 | DAPE1 | 4,469 | 0,000127 | *** | -258,12 | 40,10 | <1,06 |
| | | DAPE1^2 | -3,466 | 0,001784 | ** | | | |
| 27 | B2 | DAPE1 | 4,903 | 3,95E-05 | *** | -220,53 | 38,93 | <1,02 |
| | | DAPE1^2 | -3,416 | 0,00203 | ** | | | |
| 28 | B3 | DAPE1 | 4,398 | 0,000154 | *** | -211,13 | 35,82 | <1,22 |
| | | DAPE3 | -2,465 | 0,020333 | * | | | |
| 29 | B4 | DAPE1 | 2,975 | 0,006104 | ** | -102,03 | 27,96 | <1,15 |
| | | DAPE1^2 | -3,796 | 0,000757 | *** | | | |
| 30 | B5 | DAPE1 | 3,325 | 0,00264 | ** | -126,52 | 28,15 | <1,24 |
| | | DAPE3 | -2,275 | 0,03141 | * | | | |
| | | DAPE1^2 | -2,144 | 0,0416 | * | | | |
| 31 | B7 | DAPE1 | 3,206 | 0,00345 | ** | -166,93 | 28,48 | <1,26 |
| | | DAPE3 | -2,854 | 0,00819 | ** | | | |
| 32 | B1 | COPE1 | 3,843 | 0,000703 | *** | -257,6 | 42,97 | <1,21 |
| | | COPE2 | -2,231 | 0,034516 | * | | | |
| | | COPE1^2 | -4,04 | 0,000421 | *** | | | |
| 33 | B2 | COPE1 | 3,817 | 0,000752 | *** | -220,17 | 42,17 | <11,22 |
| | | COPE2 | -2,294 | 0,030125 | * | | | |
| | | COPE1^2 | -4,364 | 0,00018 | *** | | | |
| 34 | B3 | COPE1 | 3,21 | 0,00352 | ** | -208,98 | 35,5 | <1,23 |
| | | COPE2 | -2,229 | 0,0347 | * | | | |
| | | COPE1^2 | -3,532 | 0,00156 | ** | | | |
| 35 | B4 | COPE1 | 2,305 | 0,0291 | * | -100,67 | 24,66 | <1,07 |
| | | COPE1^2 | -3,126 | 0,0042 | ** | | | |
| 36 | B7 | COPE1 | 2,158 | 0,04031 | * | -163,95 | 26,12 | <1,3 |
| | | COPE2 | -2,177 | 0,03878 | * | | | |
| | | COPE1^2 | -2,981 | 0,00617 | ** | | | |
| 37 | B1 | DENE2 | -2,475 | 0,0196 | * | -249,18 | 13,87 | - |
| 38 | B2 | DENE1 | -2,912 | 0,00712 | ** | -214,77 | 26,10 | <1 |
| | | DENE2 | -2,873 | 0,00782 | ** | | | |
| 39 | B3 | DENE1 | -2,697 | 0,01192 | * | -207,47 | 27,58 | <1,01 |
| | | DENE2 | -3,088 | 0,00462 | ** | | | |
| 40 | B7 | DENE2 | -2,286 | 0,03 | * | -162,57 | 11,804 | - |

Código de significancia: *** (0,001), ** (0,01), * (0,05), . (0,1)

TABLA 4. Modelos estadísticamente significativos para el bosque de *A. religiosa*.

| Modelo | Landsat TM | Estrato | t | P | | AIC | Devianza % | FIV |
|--------|------------|---------|--------|---------|----|---------|------------|-------|
| 41 | B4 | DAPE1 | -2,476 | 0,0198 | * | -145,27 | 23,05 | <1,35 |
| | | DAPE3 | 2,08 | 0,0472 | * | | | |
| 42 | B1 | DENE1 | -3,285 | 0,00283 | ** | -268,79 | 36,56 | <1,59 |
| | | DENE1^2 | 3,005 | 0,00568 | ** | | | |
| 43 | B2 | DENE1 | -2,964 | 0,00627 | ** | -247,07 | 31,23 | <1,6 |
| | | DENE1^2 | 2,621 | 0,01424 | * | | | |
| 44 | B3 | DENE1 | -3,234 | 0,00322 | ** | -245,99 | 35,06 | <1,75 |
| | | DENE1^2 | 2,42 | 0,02253 | * | | | |
| 45 | B5 | DENE1 | -2,882 | 0,00766 | ** | -170,4 | 34,04 | <1,56 |
| | | DENE1^2 | 2,873 | 0,00783 | ** | | | |
| 46 | B7 | DENE1 | -2,863 | 0,00801 | ** | -201,65 | 29,82 | <1,67 |
| | | DENE1^2 | 2,445 | 0,02128 | * | | | |

Código de significancia: ***(0,001), ** (0,01), * (0,05)

En este estudio, se consideró el efecto del suelo poco relevante en bosque mixto (cobertura arbórea entre el 70% y 90% en 50% de la muestra) y *A. religiosa* (70% y 95% cobertura para 67% de los sitios), y potencialmente acentuado en *P. hartwegii* (solo 23% de los sitios de muestreo tiene una cobertura arbórea entre 70% y 80%). No obstante, dado que el bosque de *P. hartwegii* en el PNCP se asienta únicamente en andosol ócrico (Inifap-Conabio, 1995), el suelo no puede ser considerado un factor de confusión. A partir de esta consideración se juzgan confiables las estimaciones obtenidas.

Con base en la mayor proporción de devianza explicada por los MLG, no se encontró que alguna porción del espectro electromagnético (porción visible, infrarrojo cercano o infrarrojo medio) fuera claramente más útil para explicar la reflectancia a partir de la complejidad del dosel, no obstante la B1, permitió construir modelos con mayor proporción de devianza explicada. Bosque de *P. hartwegii*: ALT-B1 (75,55%), DAP-B1 (57,24%), COP-B7 (47,22%), DEN-B7 (58,76%). Bosque mixto: ALT-B2 (37,89%), DAP-B1 (40,1%), COP-B1 (42,97%) y DEN-B3 (27,58%). Bosque de *A. religiosa*: DAP-B4 (23,05%), DEN-B1 (36,56%).

CONCLUSIÓN

La reflectancia de datos Landsat TM en el PNCP es dependiente del tipo de bosque, de la variabilidad estructural del dosel y de ciertas limitaciones relacionadas con los sensores que dejan de ser sensitivos de acuerdo con el ángulo cenit de inclinación solar e intervalos específicos de cobertura y altura. Los métodos empíricos estadísticos explorados para el área de estudio permitieron identificar los estratos del dosel relevantes en la formación de la señal espectral y reconocer al bosque de *P. hartwegii* y mixto como los tipos de vegetación con potencial para construir mapas de variabilidad estructural y derivar otras aplicaciones que requieran información detallada de la estructura del bosque. Para tal fin la banda 1 de Landsat TM mostró ser la más útil. De acuerdo con lo esperado, la variabilidad estructural de cada tipo de bosque tiene un efecto diferenciado en la reflectancia de las 6 bandas espectrales Landsat TM. Como el presente trabajo indica, los estratos más importantes en la formación de la señal son el estrato superior (E1) y el inferior (E3). Es posible que otro tipo de codificación explique mejor la formación de la señal, por lo que se deben realizar pruebas al respecto.



En el caso del bosque de *A. religiosa*, por las limitaciones de los sensores, la opción viable es implementar la estrategia multisensor, incorporando en estudios de estructura datos de Lidar y radar. Se espera que la integración de estas tecnologías más recientes con información multiespectral permita la estimación, mapeo y monitoreo de atributos de ecosistemas no viables de estudiar usando únicamente datos espectrales.

El presente trabajo constituye un primer acercamiento al entendimiento de la influencia de la complejidad estructural de atributos de inventario e interés dasonómico en la formación de la señal en imágenes de satélite usando métodos empíricos y provee información relevante para modelar de forma inversa los estratos inferiores del dosel, una tarea que pese a su importancia en silvicultura y ecología, ha sido relegada por las dificultades metodológicas que implica. Indudablemente más esfuerzos como este contribuirán al desarrollo de lineamientos para el mapeo detallado de la variabilidad de doseles de vegetación y a proveer información relevante para el manejo del bosque y la toma de decisiones a escala de paisaje.

RECONOCIMIENTOS

A Griselda Benítez del Instituto de Ecología, A.C. por las facilidades en cuanto a logística para la realización del trabajo. A Remigio Domínguez su guía en campo y a Pedro Francisco Franco Hernández por su ayuda para el muestreo de vegetación. A Roberto Castro-Cortés por proveer bibliografía. Tres colegas anónimos revisaron el manuscrito.

REFERENCIAS

- Asner, G.P. 1998. Biophysical and biochemical sources of variability in canopy reflectance. *Remote Sensing of Environment* 64(3):234-253.
- Baret, F. 1991. Vegetation canopy reflectance: factors of variation and application for agriculture. In: A. Belward y R. Valenzuela, eds. *Remote Sensing and Geographical Information Systems for Resource Management in Developing Countries*. ECSE, EEC, EAEC. Bruselas. p:145-167.
- Chávez Jr, P.S. 1996. Image-based atmospheric corrections-revisited and improved. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 62(9):1025-1036.
- Chander, G., B.L. Markham y D.L. Helder. 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment* 113(5):893-903.
- Colwell, J.E. 1974. Vegetation Canopy Reflectance. *Remote Sensing of Environment* 3(3):175-183.
- Crawley, M.J. 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons, Chichester, Reino Unido. 942 p.
- Danson, F.M. y P.J. Curran. 1993. Factors affecting the remotely sensed response of coniferous forest plantations. *Remote Sensing of Environment* 43(1):55-65.
- Donoghue, D.N.M. y P.J. Watt. 2006. Using Lidar to compare forest height estimates from IKONOS and Landsat ETM+ data in Sitka spruce plantation forests. *International Journal of Remote Sensing* 27(11):2161-2175.
- Everitt, B. y T. Hothorn. 2012. *An Introduction to Applied Multivariate Analysis with R*. Springer. Nueva York. 273 p.
- Foody, G.M., D.S. Boyd y M.E.J. Cutler. 2003. Predictive relations of tropical forest biomass from Landsat TM data and their transferability between regions. *Remote Sensing of Environment* 85(4):463-474.
- Foody, G.M., M.E. Cutler, J. McMorrow, D. Pelz, H. Tangki, D.S. Boyd e I. Douglas. 2001. Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. *Global Ecology and Biogeography* 10(4):379-387.
- Franklin, S.E. 2001. *Remote sensing for sustainable forest management*. Lewis. Nueva York.
- Gabriel, K.R. 1971. The biplot graphic display of matrices with application to principal component analysis. *Biometrika* 58(3):453-467.
- García, E.-Conabio. 1998. *Climas (Clasificación de Köppen, modificado por García)*. Escala 1:1,000,000, Catálogo de metadatos geográficos, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Gerard, F.F. y P.R.J. North. 1997. Analyzing the effect of structural variability and canopy gaps on forest BRDF using a geometric-optical model. *Remote Sensing of Environment* 62(1):46-62.

- Gillespie, T.W., B.R. Zutta, M.K. Early y S. Saatchi. 2006. Predicting and quantifying the structure of tropical dry forests in South Florida and the Neotropics using spaceborne imagery. *Global Ecology and Biogeography* 15(3):225-236.
- Hall, R.J., R.S. Skakun., E.J. Arsenault y B.S. Case. 2006. Modeling forest stand structure attributes using Landsat ETM+ data: Application to mapping of aboveground biomass and stand volume. *Forest Ecology and Management* 225(1):378-390.
- He, B., X. Quan y M. Xing. 2013. Retrieval of leaf area index in alpine wetlands using a two-layer canopy reflectance model. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 21:78-91.
- Hill, R.A., D.S. Boyd y C. Hopkinson. 2011. Relationship between canopy height and Landsat ETM+ response in lowland Amazonian rainforest. *Remote Sensing Letters* 2(3):203-212.
- Houborg, R., M. Anderson y C. Daughtry. 2009. Utility of an image-based canopy reflectance modeling tool for remote estimation of LAI and leaf chlorophyll content at the field scale. *Remote Sensing of Environment* 113(1):259-274.
- Inegi. 2011. Uso del suelo y vegetación. Formato vectorial Escala: 1: 250 000 Serie IV. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. México.
- Inifap-Conabio. 1995. Edafología. Escala 1:250,000, Catálogo de metadatos geográficos, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.
- Kohler, U. y M. Luniak. 2005. Data inspection using biplots. *The Stata Journal* 5(2):208-223.
- La Grange, A., N. le Roux y S. Gardner-Lubbe. 2009. Biplot-GUI: Interactive Biplots in R. *Journal of Statistical Software* 30(12):1-37.
- Landgrebe, D. 1997. On information extraction principles for Hyperspectral data: a white paper. School of Electrical and Computer Engineering. Purdue University, West Lafayette.
- Lee, N.J. y K. Nakane. 1997. Forest vegetation classification and biomass estimation based on Landsat TM data in a mountainous region of west Japan. In: H.L. Gholz, K. Nakane y H. Shimoda, eds. The use of remote sensing in the modeling of forest productivity. Kluwer, Dordrecht. p:159-171.
- Lin, D., D.P. Foster y L.H. Ungar. 2011. VIF-Regression: A fast regression algorithm for large data. *Journal of the American Statistical Association* 106(493):232-247.
- Lu, D., P. Mausel, E. Brondizio y E. Moran. 2004. Relationships between forest stand parameters and Landsat TM spectral responses in the Brazilian Amazon Basin. *Forest Ecology and Management* 198(1):149-167.
- Luther, J.E., R.A. Fournier, D.E. Piercey, L. Guindon y R.J. Hall. 2006. Biomass mapping using forest type and structure derived from Landsat TM imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 8(3):173-187.
- Mandeville, P.B. 2008. ¿Por qué se deben centrar las covariables en regresión lineal? *Ciencia UANL* 11(3):300-305.
- Mather, P.M. 2004. Computer processing of remotely-sensed images. An introduction. 3a ed. John Wiley & Sons Ltd. Chichester, Inglaterra. 324 p.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press, Washington, DC. 137 p.
- Nelder, J.A. y R.W.M. Wedderburn. 1972. Generalized linear models. *Journal of Royal Statistical Society A* 135(3):370-384.
- Nilson, T., A. Kuusk, M. Lang y T. Lukk. 2003. forest reflectance modeling: theoretical aspects and applications. *Ambio* 32(8):535-541.
- Peterson, D.L., M.A. Spanner, S.W. Running y K.B. Tueber. 1987. Relationship of Thematic Mapper simulator data to leaf area index of temperate coniferous forests. *Remote Sensing of Environment* 22(3):323-341.
- Rawlings, J.O., S.A. Pantula y D.A. Dickey. 1998. Applied regression analysis: a research tool. 2a ed. Springer-Verlag, Nueva York. 658 p.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <<http://www.R-project.org>> (Consultado abril 2012).
- Rock, B.N., J.E. Vogelmann, D.L. Williams, A.F. Vogelmann y T. Hoshizaki. 1986. Remote detection of forest damage. *Bioscience* 36(7):439-445.



- Steininger, M.K. 2000. Satellite estimation of tropical secondary forest above-ground biomass: Data from Brazil and Bolivia. *International Journal of Remote Sensing* 21(6):1139-1157.
- Vidal-Zepeda, R. 1990. Precipitación media anual. Formato vectorial escala 1:4,000,000. Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Wang, Q. y P. Li. 2013. Canopy vertical heterogeneity plays a critical role in reflectance simulation. *Agricultural and Forest Meteorology* 169:111-121.
- Woodcock, C.E., S.A. Macomber, M. Pax-Lenney y W.B. Cohen. 2001. Monitoring large areas for forest change using Landsat: Generalization across space, time and Landsat sensors. *Remote Sensing of Environment* 78:194-203.
- Wulder, M.A., R.J. Hall, N.C. Coops y S.E. Franklin. 2004. High spatial resolution remotely sensed data for ecosystem characterization. *BioScience* 54(6):511-521.
- Xu, B., P. Gong y R. Pu. 2003. Crown closure estimation of oak savannah in a dry season with Landsat TM imagery: Comparison of various indices through correlation analysis. *International Journal of Remote Sensing* 24(9):1811-1822.
- Zheng, D., J. Rademacher, J. Chen, T. Crow, M. Bresee, J. Le Moine y S.R. Ryu. 2004. Estimating aboveground biomass using Landsat 7 ETM+ data across a managed landscape in northern Wisconsin, USA. *Remote Sensing of Environment* 93(3):402-411.
- Zuur, A.F., E.N. Ieno y C.S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology & Evolution* 1(1):3-14.

Manuscrito recibido el 10 de enero de 2014.

Aceptado el 31 de julio de 2014.

Este documento se debe citar como:

Palestina, R.A., M. Equihua, O.M. Pérez-Maqueo. 2015. Influencia de la complejidad estructural del dosel en la reflectancia de datos Landsat TM. *Madera y Bosques* 21(1):63-75



Utilización de imágenes de satélite en el manejo forestal del noreste de México

Using satellite images for forest management in northeast Mexico

Lucio Ancira-Sánchez^{1,*} y Eduardo Javier Treviño Garza²

¹ Departamento de Ecología y Recursos Naturales. Centro Universitario de la Costa Sur. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, México.

² Departamento de Silvicultura y Manejo Forestal. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León, México. ejtrevin@fcf.uanl.mx

* Autor de correspondencia. lucio.ancira@cucsur.udg.mx

RESUMEN

Este trabajo presenta una alternativa metodológica para la generación de información usada en la planificación de las actividades forestales. Se tomó como sitio de experimentación un predio forestal ubicado al sur del estado Nuevo León. Las metodologías se basaron en el empleo de imágenes de satélite de alta resolución las cuales han sido validadas utilizando los materiales tradicionales (fotografías aéreas) que sirvieron para describir la distribución de los recursos forestales del área y para hacer una comparación en cuanto a la calidad de la información obtenida de estos dos materiales. Estos materiales fueron procesados con el apoyo de equipo y *software* especializado que se encuentra en el Laboratorio de Percepción Remota y Sistemas de Información Geográfica de la Facultad de Ciencias Forestales de la UANL. Se realizó una comparación de la rodalización efectuada sobre la ortofoto y en la imagen de satélite, con cubrimiento para el área de estudio, encontrando que la efectuada sobre la imagen de satélite presentó calidad suficiente para identificar mejor la composición de especies y la estructura de edades. El uso de imágenes de satélite de alta resolución para la elaboración de la cartografía forestal ofrece ventajas sobre las ortofotos, en especial por la resolución espectral, que facilita en algunos casos la rodalización, presentan la posibilidad de obtenerse repetidamente, se pueden procesar digitalmente y obtener otras variables como los índices de vegetación.

PALABRAS CLAVE: comparación, fotografías aéreas, ortofotos, percepción remota, rodalización.

ABSTRACT

This work presents a methodological alternative for the generation of information used in the planning of forestry activities. A forest venue located in the south of the state of Nuevo Leon was taken as a site of research. The methodologies were based on the use of high-resolution satellite images which have been validated using the traditional materials (aerial photos) which served to describe the distribution of forest resources of the area and to make a comparison with regard to the quality of information obtained from these two materials. These materials were processed with the support of computer and specialized software from the Laboratory of Remote Sensing and Geographic Information Systems located in the Division of Forest Sciences of the UANL (Universidad Autonoma de Nuevo Leon). A comparison of the forest standing was made on the orthophoto and on the satellite image, with coverage for the area of study, finding that the one carried out on the satellite image presented sufficient quality to better identify the species composition and age structure. The use of high-resolution satellite images for the development of the forest mapping offers advantages over the orthophotos, in particular by the spectral resolution, which makes the forest standing in some cases easier, have the potential to be obtained repeatedly, can be processed digitally and obtain other variations such as vegetation indices.

KEY WORDS: comparison, aerial photographs, orthophotos, remote sensing, forest stand generation.

INTRODUCCIÓN

El manejo forestal es un proceso que involucra la toma de decisiones en las fases de organización, planeación, administración y control de operaciones que son llevadas a cabo en una propiedad forestal para alcanzar objetivos específicos en forma eficiente (Hann y Bare, 1982). Los ecosistemas forestales proporcionan una variedad de bienes y servicios que la sociedad demanda. Entre los principales satisfactores que proporciona el bosque se pueden mencionar: madera, forraje para la fauna y ganado, producción de agua, belleza escénica para la recreación, fauna cinegética, peces, entre otros, así como diversos bienes intangibles de los cuales se pueden mencionar la captura de carbono, la protección del suelo y la conservación de la biodiversidad.

Actualmente, debido a la magnitud e importancia de los recursos forestales, se ha hecho indispensable el uso de nuevas tecnologías de análisis geográfico como herramienta de apoyo en la planeación, ejecución e integración de inventarios, así como en el análisis ecológico, silvícola, socioeconómico y en la formulación de programas de manejo forestal (González, 2003). Así mismo, cabe mencionar, que para la planificación de las actividades forestales se cuenta con valiosas fuentes de información sobre los rasgos geográficos de la superficie terrestre tales como las fotografías aéreas y los mapas temáticos que nos apoyan en la toma de decisiones. Sin embargo, en algunos casos esta información que proporcionan, no está actualizada ni posee la escala apropiada.

Para solucionar este problema, se propone como una alternativa al uso de las fotografías aéreas, utilizar imágenes de satélite de alta resolución. La resolución espacial que brindan estas últimas se ha incrementado prometiendo ser una fuente confiable de información con el detalle requerido para optimizar la planificación forestal.

La evaluación, clasificación y registro cartográfico de los diferentes tipos de vegetación así como la actualización de su cartografía, son prerrequisitos indispensables de cualquier tipo de manejo forestal, sobre todo para los programas de manejo intensivo (Aguirre, 2002). Las imá-

genes de satélite pueden cubrir un importante campo de aplicación, dada la posibilidad que tienen para observar los cambios ocurridos en la vegetación y la capacidad de estos sensores de poder representar periódicamente un área geográfica determinada (Treviño, 1992). Dentro de los elementos de cambio en la dasonomía, surgen las herramientas de la geomática, las cuales, vinculadas con bases dasométricas y ecológicas, permiten planear, manejar y evaluar los recursos forestales. Esto reduce considerablemente los costos, sin menoscabar la precisión de los estimadores de diagnóstico y utilización del ecosistema, enriqueciendo sus bases de datos, entre muchas otras aplicaciones.

En los diversos estudios forestales que se someten ante la autoridad, es común encontrar deficiencias particularmente en el ámbito cartográfico, ya que se elaboran mapas basados en fotografía aérea u ortofotos de baja resolución espacial. Por otro lado, se observan intentos que tienden hacia las innovaciones en tecnología geomática, pero carecen de homogeneidad en la integración y manejo de datos, así como en su aplicación al mundo real (Pompa y Treviño, 2003). Ante esta situación se propone emplear imágenes de satélite de alta resolución espacial proporcionadas por el sensor del satélite *Quick Bird*, para realizar la división dasocrática en predios forestales. Con ello se obtiene una delimitación más precisa de los diferentes rodales, ya que es posible observar la composición florística a nivel de géneros, la altura de la cobertura vegetal y se puede apreciar claramente el límite de la frontera agrícola.

Las imágenes de satélite han tenido una gran diversidad de aplicaciones en el sector forestal, sobre todo en la elaboración de la cartografía, en el reconocimiento de rodales y la identificación de diversos tipos de bosques. Así mismo, se han empleado en la determinación de las etapas de crecimiento, en estudios de la regeneración y la determinación de las etapas sucesionales y en la evaluación tanto de la incidencia de incendios forestales, como de los cambios ocurridos en la vegetación (Treviño, 2001).

Con disponibilidad a partir de 1998 de imágenes con resolución de 1 m se ha posibilitado la diferenciación de



clases de edades dentro del bosque (Franklin *et al*, 2001) y la separación de especies (Masato, 2004). Las imágenes de satélite han sido empleadas para detectar cambios de uso del suelo en grandes áreas (Treviño *et al*, 1996). Por su parte, la alta resolución de las imágenes Ikonos permiten ver cambios a escalas pequeñas (Haverkamp y Poulsen, 2003) lo que permitirá la planeación urbana. Las imágenes Ikonos se han empleado de la misma manera para evaluar la clasificación en bosques degradados (Prabhakar *et al*, 2006), cuantificar la cantidad de sombras del dosel de la selva (Asner y Warner, 2002) o clasificar áreas donde la vegetación forma un complejo mosaico de diferentes tipos de vegetación (Widayati *et al*, 2002), labores que en el pasado estaban restringidas dada la mezcla de información que se provocaba por la baja resolución de otros sensores. La geometría del sensor del satélite Ikonos ha permitido el producir sin dificultad ortoimágenes (Jacobsen, 2003; Guevara *et al*, 2002) que han servido para la cartografía a escalas 1: 25 000 y 1: 10 000.

Treviño (1992), Correa y Treviño (1994), García *et al*, (1999) y Bazaldúa-Piña (1997) han utilizado imágenes de satélite en la elaboración de cartografía de la vegetación para la zona montañosa de la Sierra Madre Oriental, en detección de cambios de uso del suelo que han sufrido áreas determinadas a través del tiempo, así como, para conocer el estado de la vegetación, su clasificación y para monitoreo de hábitat de fauna silvestre. La metodología del procesamiento digital de imágenes de satélite también se ha usado para determinar sitios con diferentes grados de productividad de las zonas boscosas de *Pinus cembroides* (Castillo y Treviño, 1997), en la caracterización de áreas agrícolas con problemas de salinidad (Verástegui *et al*, 1997) y para detectar cambios en la cobertura vegetal ocasionada por incendios (Rullán, 2002), así como para modelar la peligrosidad de ocurrencia de incendios forestales (Muñoz, 2001). Por otra parte, Salinas y Treviño (2002), realizaron un análisis multitemporal mediante el empleo de imágenes de satélite para determinar las tasas de cambio del uso del suelo que han tenido lugar en una subcuenca de la zona centro del Estado de Tamaulipas, México.

Las fotografías aéreas han sido utilizadas tradicionalmente en el manejo de los recursos forestales, algunos autores consideran que, aún con el advenimiento de las imágenes de satélite difícilmente serán sustituidas a corto plazo, incluso serán complementarias por la familiaridad del técnico con estas; destacan por su nivel de resolución apropiados para la planeación y uso de los recursos forestales. Sin embargo, se siguen usando de manera habitual delineando áreas de vegetación homogénea mediante características de tono, textura y topografía de la imagen, desaprovechando las oportunidades que ofrecen las nuevas tecnologías (Pompa y Treviño, 2003).

Hoy en día es posible la transformación de información impresa a digital a través de procesos de escaneo. Existen múltiples programas sofisticados, de costos accesibles que producen ortofotos a partir de las fotografías aéreas digitalizadas, apoyados en modelos digitales de elevación, puntos de enlace y puntos de control de la superficie terrestre. La ortofoto se puede definir como una fotografía aérea digital de la que se han eliminado las deformaciones causadas por la óptica de la cámara y por el desplazamiento del relieve. Por estas características, las ortofotos se consideran como una fuente de datos que combina las características propias de la fotografía aérea con cualidades geométricas cartográficas (Muñoz y Treviño, 2000).

La planificación del manejo forestal requiere una amplia gama de información que no solo involucra la propia vegetación del bosque (composición de la especie, edades, etc.), sino también las características del terreno (elevación, pendiente, etc.), vías de acceso y límites de propiedad de tierra. Esta información espacial normalmente se encuentra disponible en formato de mapas, fotografías aéreas e imágenes de satélite.

Pompa y Treviño (2003), utilizaron imágenes Landsat-TM para desarrollar una clasificación de estados sucesionales forestales que pueden ser integrados a un SIG, así como el uso de los SIG para combinar fotografías aéreas y datos de campo en las áreas de aprovechamiento para identificar y cuantificar los disturbios causados al suelo,

en estimaciones de área basal mediante la relación entre medidas de campo con algunas variables ecofisiográficas en un modelo de regresión. Actualmente, existen una gran variedad de trabajos y proyectos sobre temas forestales los cuales involucran el uso de SIG e imágenes de satélite, cada uno de ellos tratando de entender las interrelaciones entre los factores de medio físico y la biota propia del lugar (Bazaldúa-Piña, 1997; Masato, 2004; Treviño, 2001; Pompa y Treviño, 2003; González, 2003), con el objetivo de minimizar el grado de impacto en sus masas forestales, quedando de manifiesto que, la principal ventaja del uso de sensores remotos en el manejo forestal es la facilidad de evaluar los tipos de uso de suelo y cobertura vegetal, orientando los trabajos de campo durante el desarrollo de inventarios, así como la sistematización de información para que esta sea verídica, oportuna y confiable.

OBJETIVOS

Objetivo General

Proponer nuevas tecnologías en el uso de sensores remotos de alta resolución para generar información dasométrica para el manejo forestal.

Objetivos particulares

- Incorporar el uso de imágenes de satélite de alta resolución como alternativa a la fotografía aérea para generar información dasométrica.
- Emplear fotografías aéreas para comparar los resultados obtenidos con la imagen de satélite.
- Utilizar información del inventario forestal para obtener existencias volumétricas mediante ponderación con fotografías aéreas e imágenes de satélite y comparar resultados obtenidos con ambos materiales.
- Integrar la información obtenida por las técnicas anteriores dentro de un SIG para analizarla, procesarla y emplearla para la elaboración del Programa de Manejo del área de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Selección del área de estudio

Se seleccionó un área de alta producción forestal de los ejidos Alfonso Corona del Rosal y Pablillo, que se ubican en el municipio de Galeana, al suroeste del estado de Nuevo León, ocupando en total una superficie de 21 209 ha. Geográficamente se localizan entre los 24° 27' y los 24° 39' de latitud norte y entre los 99° 54' y los 100° 05' de longitud Oeste (Fig. 1).

El clima en esta zona es templado, la temperatura media anual es de 15 °C y la mayor incidencia de precipitación pluvial ocurre en el mes de septiembre, con lluvias que van de 110 mm a 120 mm. La topografía es irregular, con un gradiente altitudinal de 1850 metros, presentándose la menor altitud a los 1300 m snm y la mayor altitud a los 3150 msnm. Los tipos de vegetación que se encuentran en el área son muy variados, predominando los chaparrales en distintos grados de

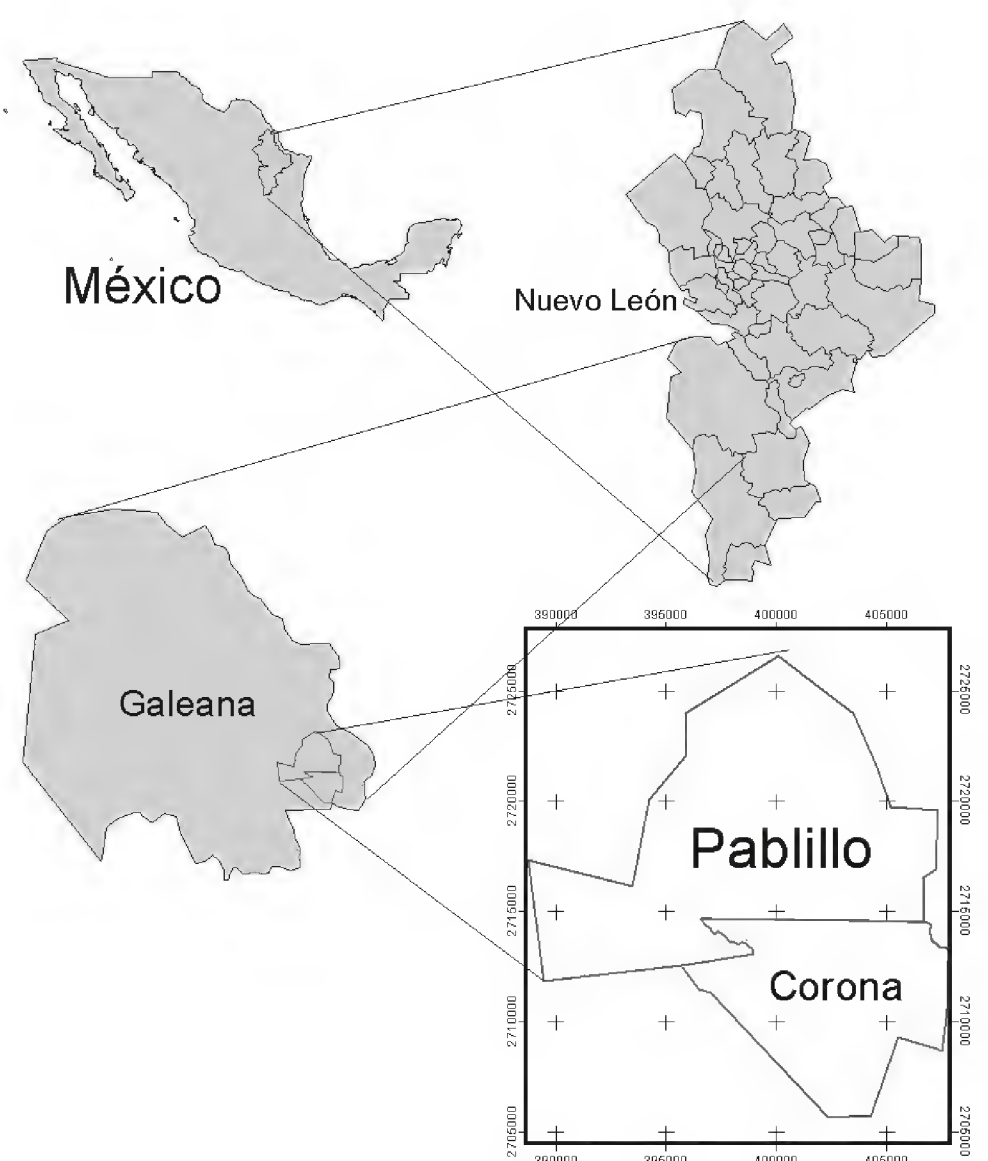


FIGURA 1. Ubicación del área de Estudio.



asociación con bosques de clima templado y algunos matorrales. Se encuentran, además, bosques puros de pino, cuya especie dominante es *Pinus pseudostrobus* y bosques mezclados de pino-encino en diversos grados de asociación y, por último, áreas en donde se practica la agricultura de temporal y la inducción de pastizales para el pastoreo de ganado (Ucodefo, 1995 y 1997).

Trabajo de campo

Para la realización del inventario forestal en ambos predios se llevó a cabo un muestreo estratificado aleatorio. Para facilitar los trabajos operativos de campo en la realización del inventario forestal se procedió primero a trabajar con el Ejido Alfonso Corona del Rosal. Se utilizó el mapa de vegetación actualizado elaborado por Muñoz (2001), el cual se compone de 35 diferentes tipos de vegetación y uso del suelo; sin embargo, para fines prácticos se modificó y se redujo solo a 7 clases de las cuales 6 corresponden a los principales tipos de vegetación con potencial maderable (bosque de pino, pino-encino, encino-pino, pino-chaparral, encino-chaparral y encino-pino-chaparral) y una a otros tipos de vegetación sin potencial maderable y otros usos del suelo.

Para calcular el tamaño de muestra (n) para cada estrato se realizó un premuestreo, levantándose 5 sitios circulares de 500 m² en cada estrato, los cuales se distribuyeron de forma aleatoria. Para la obtención de las coordenadas de los centros de los sitios para cada estrato se utilizó el mapa que se obtuvo de la estratificación (6 tipos de vegetación) del predio y se desplegó en el programa Arc View GIS® versión 3.1. Se obtuvieron los cuadrantes con las coordenadas en UTM que encierran a los estratos, estas coordenadas se capturaron en el programa Excel y se corrieron con el comando “aleatoria” para obtener 5 coordenadas en X y 5 en Y. Enseguida, estas coordenadas se insertaron dentro del mapa georeferido para determinar su validez, es decir, si se colocaban dentro de los estratos establecidos y para observar si tenían buena accesibilidad para lo cual se contó con una cubierta de caminos (Fig. 2).

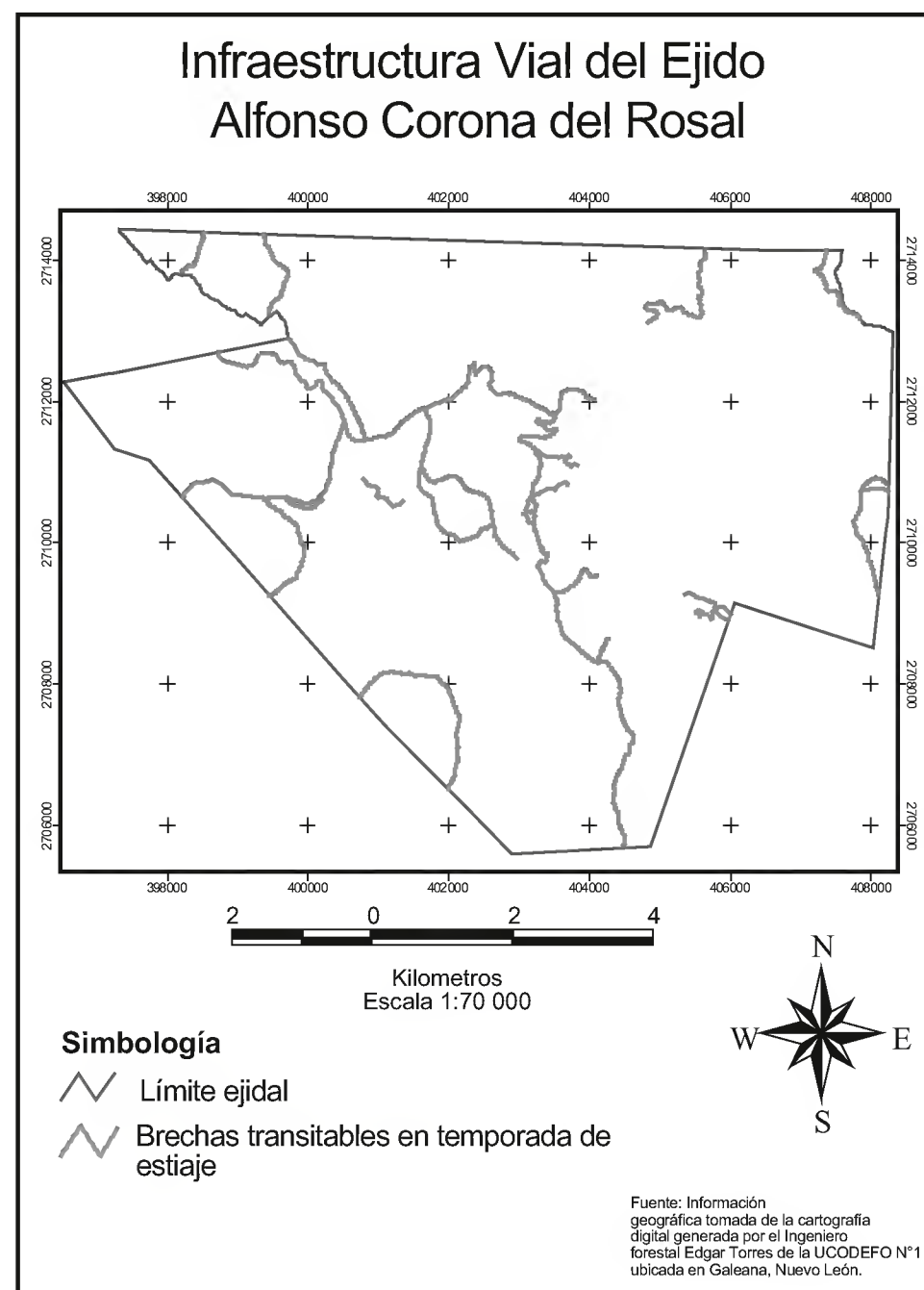


FIGURA 2. Mapa de caminos del ejido Corona del Rosal.

Para la localización de los centros de los sitios en el campo se apoyó con un Sistema de Posicionamiento Global (GPS).

Una vez realizado el premuestreo se calculó el tamaño de muestra mediante la siguiente fórmula:

$$n = \frac{t^2 * Sx\%^2}{S\bar{x}\%^2}$$

Donde:

- n = tamaño de muestra
- t = valor t de Student (con 2 grados de libertad y un valor de probabilidad de 90%)
- $Sx\%$ = coeficiente de variación
- $S\bar{x}\%$ = error estándar porcentual

Los resultados obtenidos para este cálculo son los siguientes:

TABLA 1. Resultados para el cálculo de tamaño de muestra(n) para el ejido Alfonso Corona del Rosal.

| Estrato | VOL. PROM. (M ³ /HA) | DESV. EST. /SIT. | COEF. VAR. | ERR. EST. ABS. | ERR. EST. PORC. | NUM. SIT. | NUM. SIT. LEV. | INTEN. APLIC. |
|----------|------------------------------------|---------------------|------------|-------------------|--------------------|--------------|-------------------|------------------|
| B-E-P-CH | 182,11 | 132,06 | 72,52 | 59,06 | 32,43 | 20 | 5 | 1 |
| B-E-CH | 48,6 | 9,66 | 19,86 | 4,32 | 8,88 | 20 | 10 | 1,1 |
| B-P | 81,86 | 33,87 | 41,38 | 15,15 | 18,5 | 20 | 20 | 0,1 |
| B-E-P | 224,19 | 123,31 | 55 | 55,15 | 24,6 | 20 | 20 | 0,1 |
| B-P-E | 267,84 | 81,11 | 30,28 | 36,28 | 13,54 | 20 | 20 | 0,21 |
| B-P-CH | 237,6 | 143,61 | 60,44 | 64,23 | 27,03 | 20 | 20 | 0,11 |

VOL.: Volumen
ABS.: Absoluto

PROM.: Promedio
PORC.: Porcentual

DESV.: Desviación
NUM.: Número

EST.: Estándar
SIT.: Sitio

COEF.: Coeficiente
LEV.: Levantado

VAR.: Variación
INTEN.: Intensidad

ERR.: Error
APLIC.: Aplicada

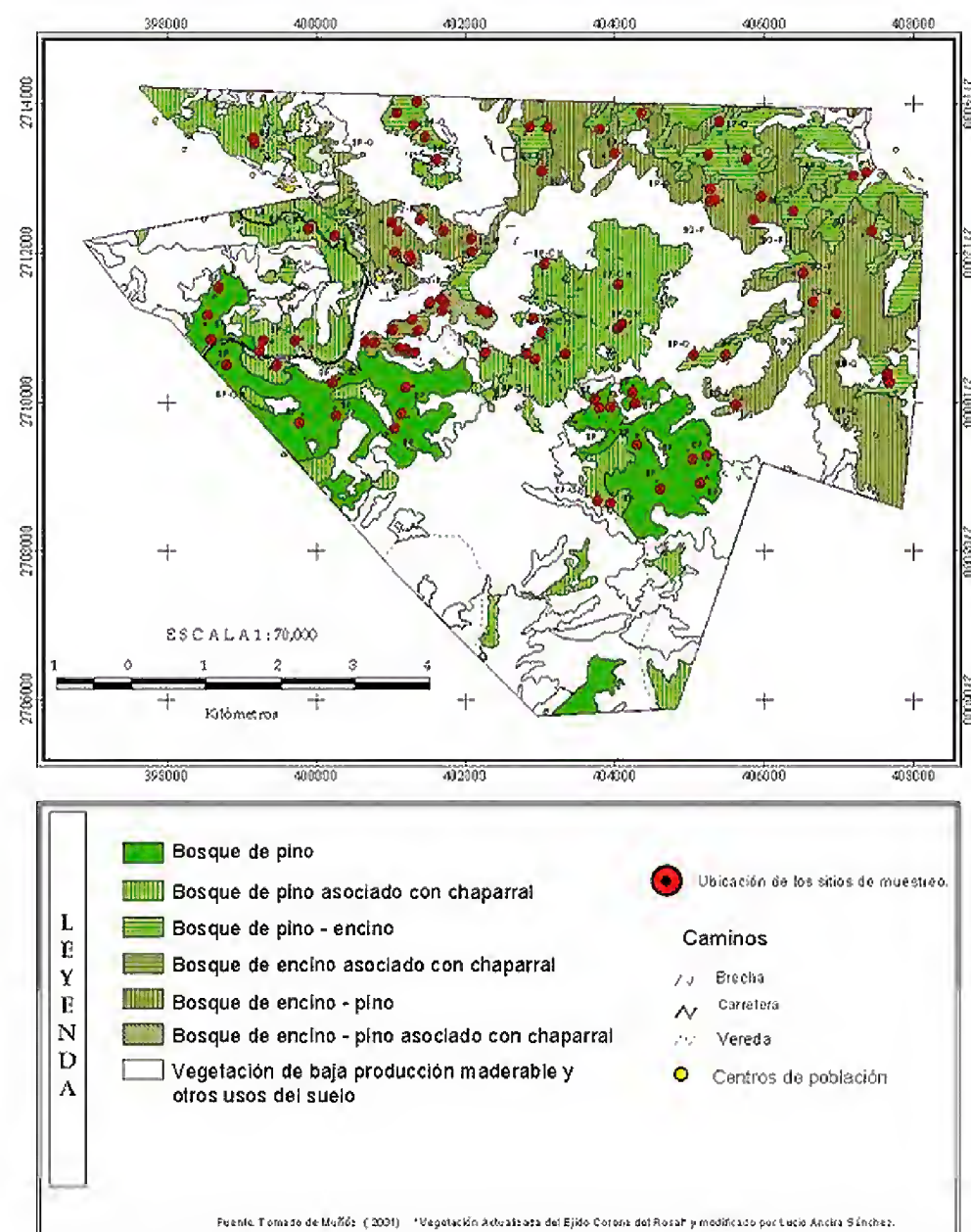
Se contempló un total de 95 sitios para llevar a cabo el inventario forestal en el ejido Corona del Rosal. Para la ubicación y localización de los sitios de muestreo se procedió de la misma manera que en los sitios del premuestreo. Las coordenadas de los centros de los sitios de muestreo se ubicaron en el mapa estratificado del predio (Fig. 3).

En lo que respecta al inventario forestal del ejido Pablillo, se utilizó la misma metodología que en el predio del Ejido Alfonso Corona del Rosal. De igual forma se obtuvieron 6 estratos con potencial maderable y uno con vegetación sin potencial maderable, a través de la clasificación de la imagen de satélite Landsat ETM de 2001, utilizando el método de máxima probabilidad en el programa Erdas Imagine® 8.7. y con apoyo del mapa de vegetación de Muñoz (2001). Los estratos corresponden a los siguientes tipos de vegetación: bosque de pino-encino, bosque de pino-chaparral, bosque de pino, bosque de encino, bosque de encino-pino y bosque de abies-encino-pino.

Se realizó el premuestreo forestal que consistió en levantar 5 sitios circulares de 500 m² en cada uno de los estratos, obteniéndose los resultados de la tabla 2.

El tamaño de muestra que se obtuvo para realizar el inventario forestal en el ejido Pablillo fue de 120 sitios (Fig. 4).

Trabajo de laboratorio: Ortofotos e interpretación de fotografía aérea.



Mapa de estratos (tipos de vegetación) y ubicación de los sitios de muestreo en el Ejido Corona del Rosal

FIGURA 3. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo en el Ejido Alfonso Corona del Rosal.

TABLA 2. Resultados para el cálculo de tamaño de muestra (n), para el ejido Pablillo.

| Estrato | VOL. PROM. | DESV. | COEF. VAR. | ERR. EST. | ERR. EST. | NUM. | NUM. SIT. | INTEN. |
|---------|------------|-----------|------------|-----------|-----------|------|-----------|--------|
| | (M³/HA) | EST. SIT. | | ABS. | PORC. | | LEV. | APLIC. |
| B-A-E-P | 9,05 | 6,15 | 58,6 | 2,75 | 26,2 | 20 | 20 | 0,30 |
| B-P | 4,44 | 2,01 | 44,26 | 0,89 | 19,79 | 20 | 20 | 0,16 |
| B-P-CH | 5,37 | 1,65 | 29,99 | 0,73 | 13,41 | 20 | 20 | 0,05 |
| B-P-E | 8,98 | 4,91 | 52,49 | 2,19 | 23,47 | 20 | 20 | 0,08 |
| B-E | 5,46 | 3,97 | 77,55 | 1,77 | 34,68 | 20 | 20 | 0,29 |
| B-E-P | 7,14 | 2,44 | 33,85 | 1,09 | 15,14 | 20 | 20 | 0,04 |

VOL.: Volumen
ABS.: Absoluto

PROM.: Promedio
PORC.: Porcentual

DESV.: Desviación
NUM.: Número

EST.: Estándar
SIT.: Sitio

COEF.: Coeficiente
LEV.: Levantado

VAR.: Variación
INTEN.: Intensidad

ERR.: Error
APLIC.: Aplicada

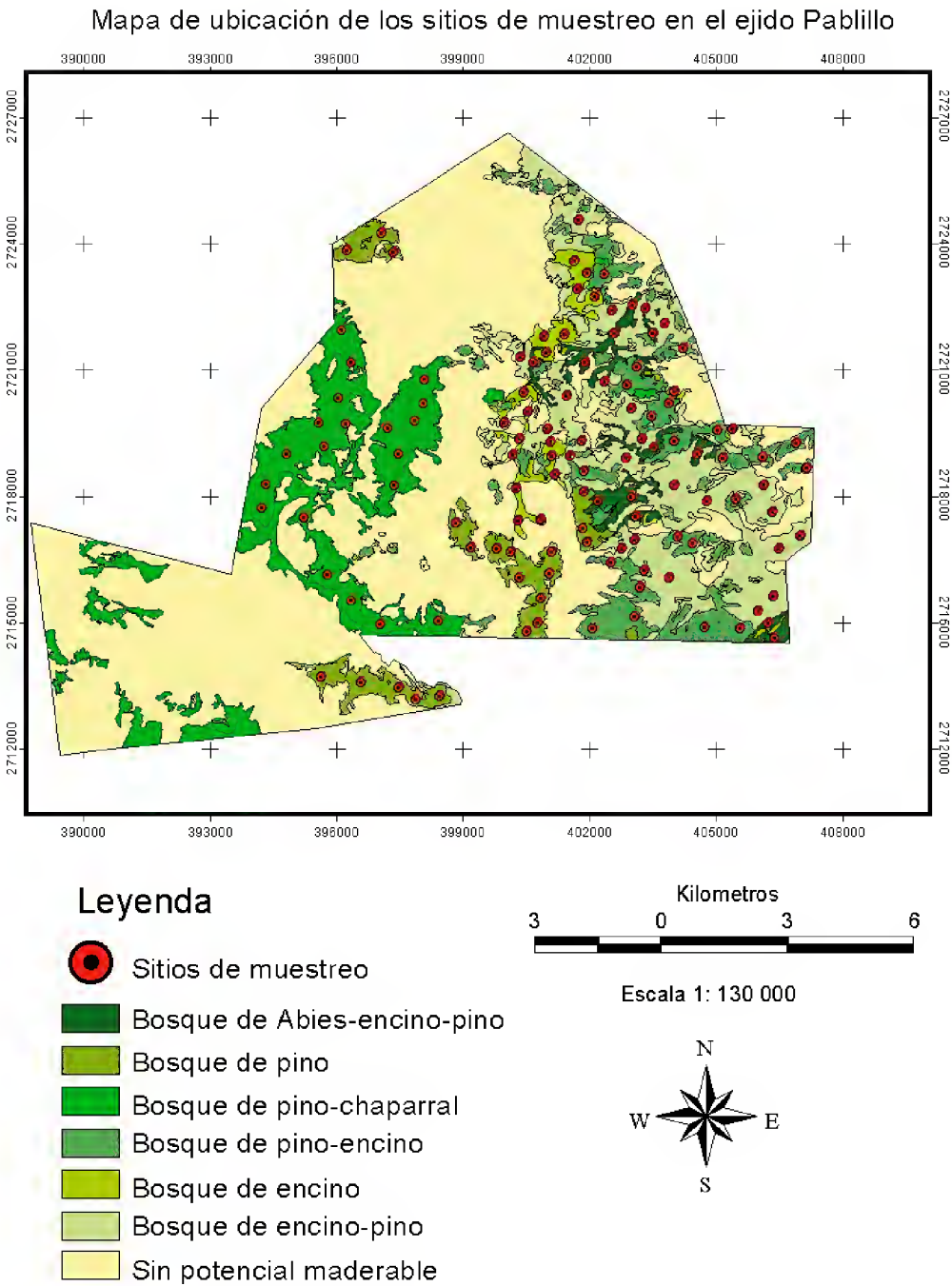


FIGURA 4. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo en el ejido Pablillo.

Mediante las técnicas de fotointerpretación y fotogrametría se realizó la interpretación de las fotografías aéreas que cubren el área de estudio para poder obtener los mapas de vegetación y de rodales. En primer término, se llevó a cabo la producción de ortofotos digitales para realizar la rodalización y actualizar la carta de vegetación y uso del suelo, editada en 1975 por el Inegi con cubrimiento para los dos predios. Las dimensiones de las fotografías utilizadas son de 23 cm x 23 cm, a una escala nominal de 1:75 000 y fechas de vuelo de enero de 1996 y agosto de 1999. Se digitalizaron 3 fotografías correspondientes a la zona G-14-10 con línea de vuelo 156, fotos número 7, 8 y 9 y otras 3 fotografías aéreas correspondientes a la zona G14-11 con línea de vuelo 157 y fotos 7, 8 y 9. La resolución bajo la cual se escanearon las fotos aéreas fue de 1905 puntos por pulgada (dpi) para obtener una resolución espacial de 1 metro, similar a la resolución espacial de la Imagen satelital.

El proceso de digitalización consistió en escanear las fotografías aéreas mediante el scanner A3, marca Epson Expresión, modelo 1640XL, una vez escaneadas las fotografías aéreas se procesaron a través del paquete Geomatica® versión 9, modulo OrthoEngine, donde se realizó la corrección y georeferenciación de las fotografías aéreas digitalizadas que consistió básicamente en:

- Importar la imagen de la fotografía aérea digitalizada.
- Elegir del modelo matemático que permitiera corregir las distorsiones de la fotografía adquiridas en el momento que fue tomada debido a la estructura de la cámara.
- Elegir del tipo de sistema de coordenadas en la que se proyectaría la imagen.
- Calibrar la cámara, es decir, ingresar los datos de las características de la cámara, así como la escala de la fotografía, el grado de curvatura, el radio de curvatura en metros, además, se señala la distancia de las marcas fiduciaras, en milímetros, con respecto a la marca inferior izquierda.
- Ingresar puntos de control (coordenadas UTM y la altitud) del terreno de forma manual, o bien obtener de mapas temáticos, de GPS y mediante la tableta digitalizadora o de manera automática, utilizando imágenes georeferidas o modelos de datos vectoriales. Estos crearon las relaciones entre la imagen cruda y el terreno (El error medio cuadrático permitido fue de hasta 15 píxeles, considerando un tamaño de píxel de 1m).
- Ingresar puntos de enlace manualmente, los puntos de enlace consisten en indicar dos puntos mínimos por fotografía que se ubiquen en el área de traslape para generar relaciones entre las imágenes para que estas se puedan ligar.
- Correr modelos matemáticos generados hasta ese momento con los puntos de control y los puntos de enlace. Este proceso fue aprobado por el *software* antes de continuar con los siguientes pasos.
- Utilizar un Modelo Digital de Elevación del Terreno (MDET) que cubriera el área de las fotografías.
- Pasar la imagen por un proceso de ortorectificación, usando un riguroso modelo matemático y el modelo digital de elevación para corregir distorsiones de la imagen y georeferirla.
- Por último unir varias imágenes (Mosaico), que permitieran cubrir el área de estudio.

A cada fotografía aérea digital que fue procesada con el *software* antes mencionado, se le indicaron las marcas

fiduciaras, así como 20 puntos de control obtenidos de cartas topográficas y puntos de enlace para cada fotografía como se muestra en la figura 5.

Una vez obtenida la ortofoto que cubría los dos predios, que se logró mediante la unión de cada una de las 6 fotografías aéreas corregidas y georeferidas, se procedió a realizar la interpretación visual que consistió en emplear algunos criterios tales como: la textura (grano grueso, grano fino), la tonalidad de la cobertura vegetal, geoforma del relieve terrestre, exposición, pendiente y las formas de las copas de los árboles que se pudieran distinguir con la escala de la ortofoto que fue de 1: 75 000.

Después de realizar la interpretación visual en la ortofoto con el programa Erdas® Imagine 8.7, que consistió en delimitar por medio de líneas los diferentes tipos de coberturas del área de estudio, el archivo generado (en formato vectorial) fue transferido al programa Arcinfo® para realizarle

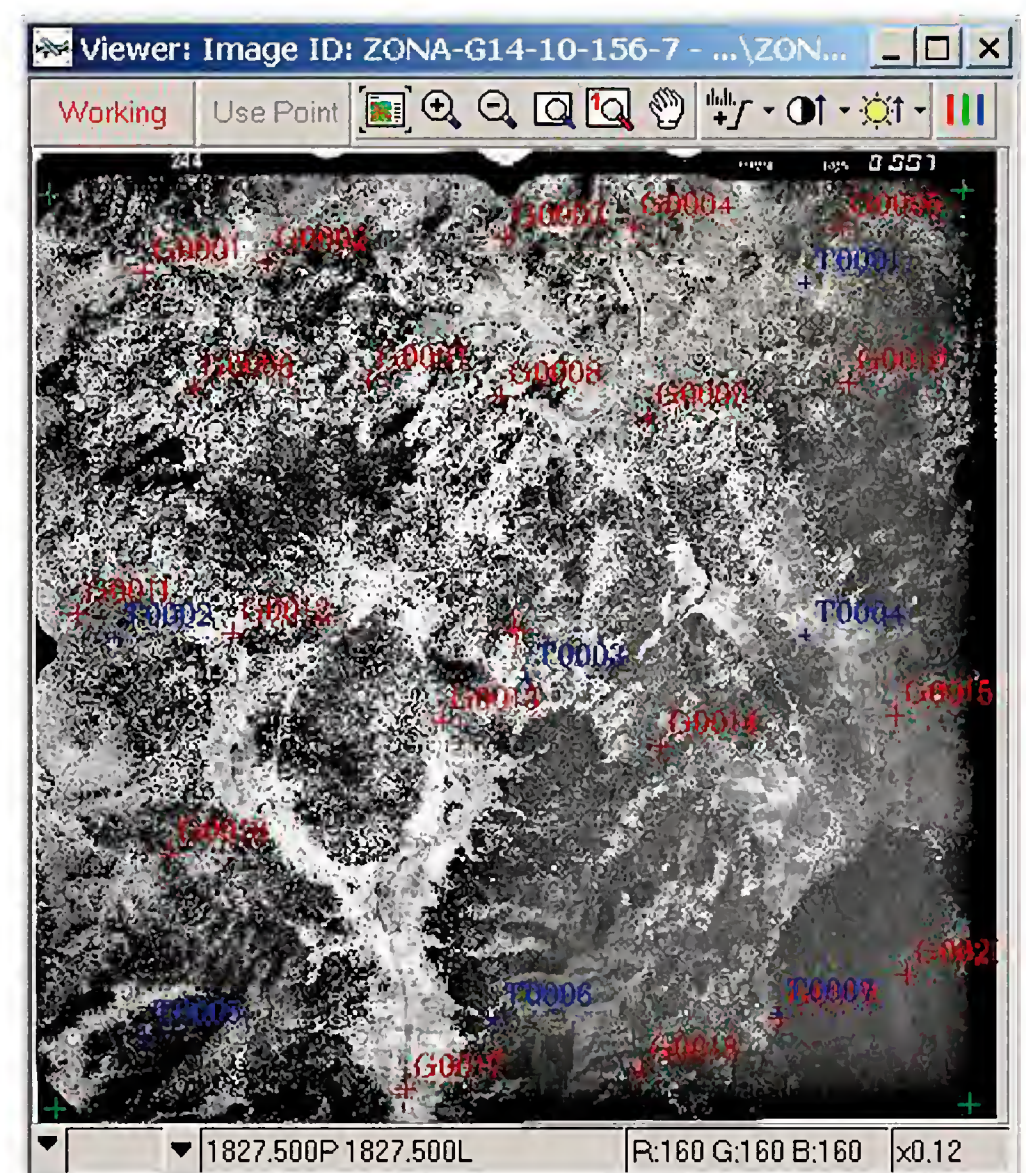


FIGURA 5. Fotografía aérea digital con marcas fiduciaras (verde), puntos de control (rojos) y puntos de enlace (azules) capturados.



un proceso de depuración o eliminación de los diferentes elementos que componían una cobertura vectorial, (arcos, nodos, polígonos y etiquetas) cuando la existencia de estos no tenía sentido. Luego se pasaron a etiquetar, en el mismo programa, cada uno de los polígonos que integraban la cobertura vectorial mediante un código numérico. Por último, la cobertura fue desplegada en el programa Arc View GIS® versión 3.2., para su edición. Para obtener las superficies de cada estrato se exportó la base de datos tabular del vector al programa Excel; en el cuál por medio de una tabla dinámica se obtuvieron las superficies de cada estrato.

Procesamiento digital de imágenes e interpretación visual

Los métodos digitales para procesar las imágenes de satélite se dividen en tres grupos de procesos, los cuales implican la corrección, mejoramiento y extracción de información de los datos que existen. El primer grupo de procesamientos sirve para corregir la distorsión que se presenta en los datos durante la realización de la toma. Estas correcciones de tipo geométrico se realizaron en la imagen de satélite que se empleó en el presente trabajo para referenciarla adecuadamente. Se utilizó una imagen de satélite pancromática de alta resolución de 60 cm por 60 cm por píxel, la cual se

tomó el 25 de septiembre del 2005, con el satélite QuickBird (USA). La imagen presentaba un ligero desplazamiento de aproximadamente 20 metros con respecto a las coordenadas del límite de los predios, el cual fue corregido utilizando el programa Erdas Imagine® versión 8.7, mediante un modelo polinomial de grado 7. Se cortó la imagen que cubre específicamente el área de los predios y se realizó una interpretación visual con el fin de separar los rodales.

Los criterios utilizados para separar los tipos de vegetación con potencial maderable y no maderables en ambos predios, empleando la imagen satelital, fueron similares en comparación con la ortofoto, sin embargo, la imagen presentaba algunas ventajas, por ejemplo la alta resolución, permitiendo apreciar la forma y tamaño de las copas de los árboles y diferenciar la altura de la cobertura vegetal. Por consiguiente, los criterios utilizados para identificar las especies a nivel de género en adición a los empleados en la ortofoto, fueron la forma de las copas, el tamaño, la tonalidad de la cobertura vegetal, altura aparente de la vegetación, geoforma del relieve terrestre, exposición y pendiente. Mediante un conocimiento preciso de algunas áreas que se visitaron durante el inventario forestal, se pudo identificar la composición de géneros, al observar esa misma área en la imagen satelital, tal como lo muestra la figura 6.

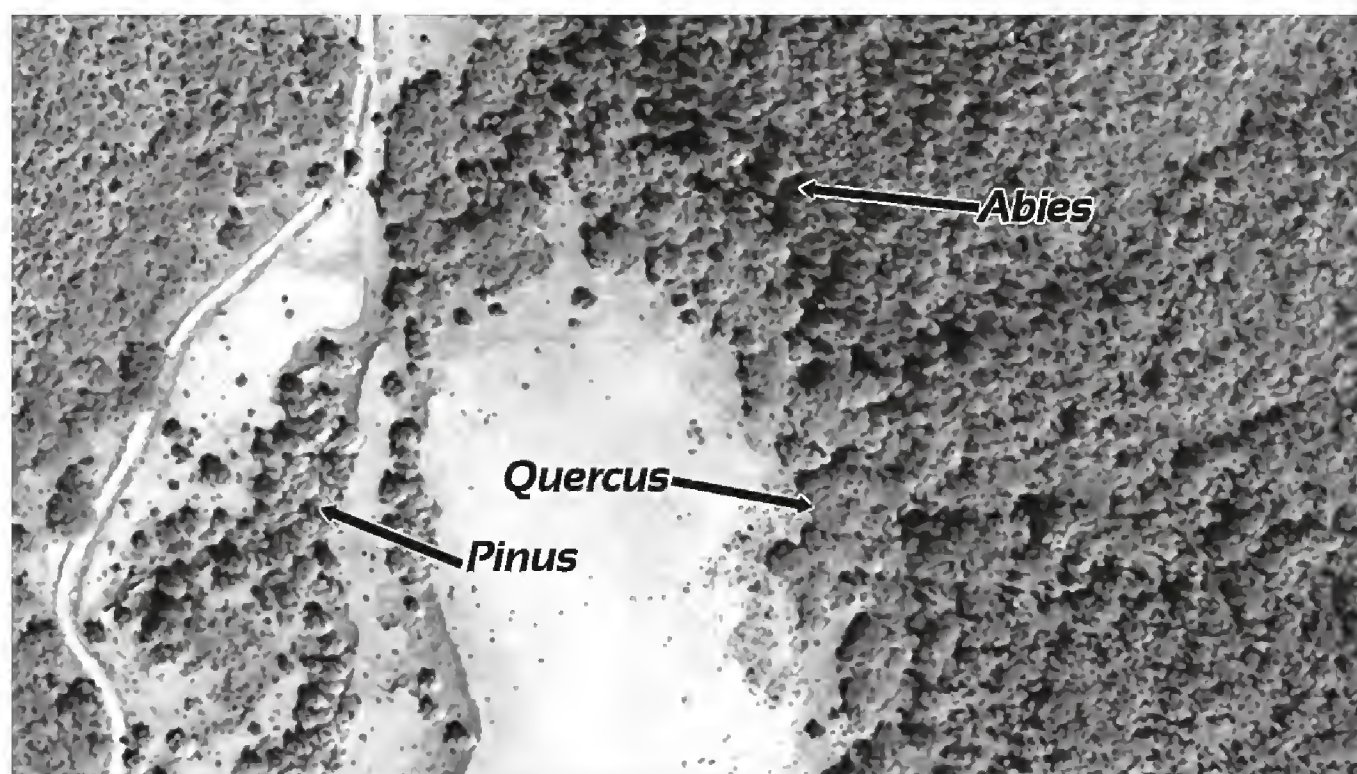


FIGURA 6. Recorte de una fracción de la imagen de satélite de alta resolución dentro del ejido Pablillo, utilizada en el presente trabajo, donde se identifica a nivel de género tres elementos florísticos.

RESULTADOS

Como resultado de la interpretación visual realizada sobre la ortofoto que se generó y sobre la imagen de satélite adquirida, se obtuvo la división dasocrática a nivel de estrato con cubrimiento para los dos predios. Del inventario forestal que se aplicó a ambos predios se obtuvieron el área basal (G) por hectárea y el volumen de madera en metros cúbicos rollo total árbol (m³rta) por hectárea por cada estrato. Los valores anteriores se extrapolaron a la superficie de cada estrato y así se obtuvieron las existencias totales de área basal y volumen para cada predio forestal. Lo anterior permitió hacer una comparación con las cantidades del recurso calculado a partir de la estratificación obtenida en ambos materiales (Tablas 3 y 4).

Resultados para el ejido Alfonso Corona del Rosal

Como resultado de la interpretación visual de la ortofoto se obtuvo la división dasocrática para cada ejido (Fig. 7).

Como producto final de la interpretación visual de la ortofoto y la imagen satelital se obtuvieron mapas de rodales o estratos para el ejido Alfonso Corona del Rosal (Fig. 8).

Las superficies obtenidas de cada estrato, las estimaciones de área basal (G) y volumen en metros cúbicos rollo total árbol (m³rta) por hectárea mediante el procesamiento de los datos del inventario forestal en el programa Excel con ambos materiales se presentan en la siguiente tabla (Tabla 3).

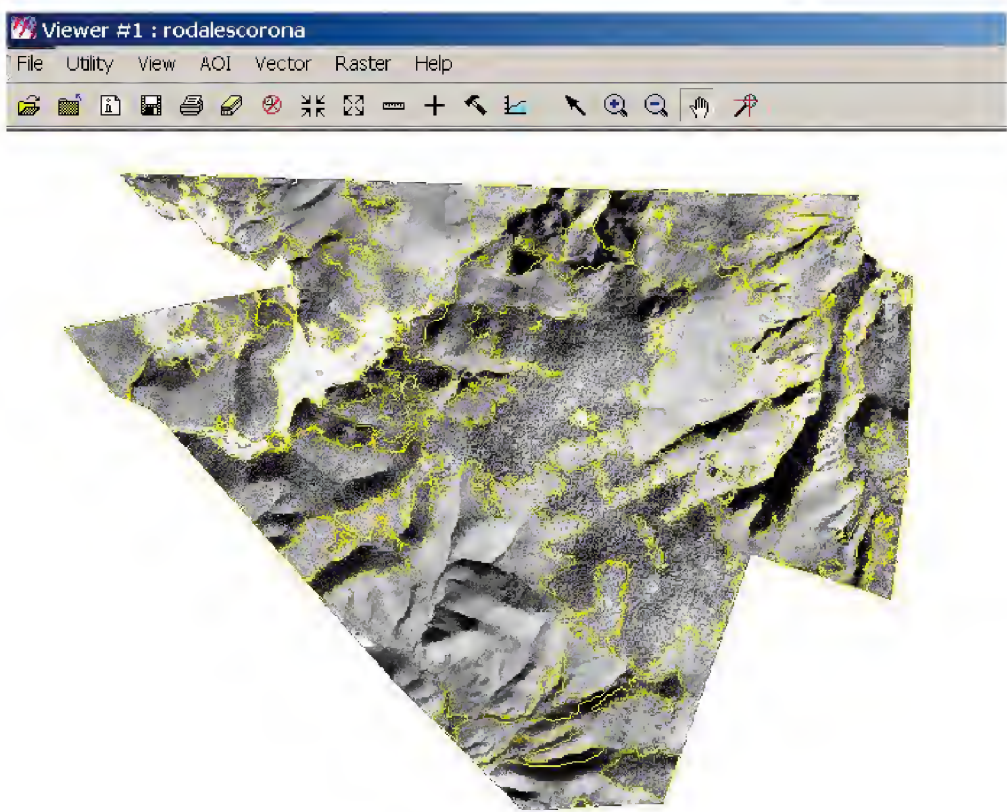


FIGURA 7. División dasocrática de las superficies arboladas del ejido Corona del Rosal.

Cincuenta y siete punto cinco por ciento de la superficie del ejido corresponde a los tipos de vegetación con potencial maderable como resultado de la rodalización con base en la ortofoto. Las superficies obtenidas para cada uno de los estratos mediante la rodalización en la imagen de satélite, presentan el mismo orden en magnitud de los valores que los resultados obtenidos con la ortofoto. De la rodalización que se obtuvo en la imagen de satélite,

TABLA 3. Superficies que cubren los seis estratos obtenidos con base en la rodalización sobre ortofoto e imagen satelital y las existencias totales de área basal y volumen para el ejido Alfonso Corona del Rosal.

| Estratos | Superficie (ha) | | G (m²) | | V(m³rta) | |
|---------------------------------|-----------------|-------------|----------|-------------|----------|-------------|
| | Ortofoto | Imagen SAT. | Ortofoto | Imagen SAT. | Ortofoto | Imagen SAT. |
| Bosque de encino-pino | 590,93 | 504,11 | 914,98 | 780,55 | 6443,65 | 5496,97 |
| Bosque de encino-chaparral | 93,34 | 284,17 | 37,33 | 113,63 | 181,35 | 552,10 |
| Bosque de encino-pino-chaparral | 35,70 | 94,66 | 59,56 | 157,91 | 578,72 | 1534,38 |
| Bosque de pino | 917,42 | 856,21 | 883,45 | 824,51 | 6381,36 | 5955,62 |
| Bosque de pino-encino | 878,00 | 851,86 | 1444,33 | 1401,33 | 14192,80 | 13770,24 |
| Bosque de pino-chaparral | 1306,06 | 998,54 | 1253,33 | 958,23 | 9832,54 | 7517,41 |
| TOTAL | 3821,45 | 3589,55 | 4592,97 | 4236,16 | 37610,41 | 34826,72 |

54% de la superficie corresponde a vegetación con potencial maderable, es decir, hay una diferencia en 3,5% con respecto a los resultados obtenidos en la ortofoto, por consiguiente, la superficie de la vegetación con potencial maderable en la ortofoto podría estar sobrestimada en 231,89 ha, lo cual repercute en la sobrestimación de los demás parámetros al hacer la extrapolación de las estimaciones de la cantidad del recurso por superficie. Así mismo,

TABLA 4. Superficies que cubren los seis estratos obtenidos en base a la rodalización en la ortofoto e imagen satelital y las existencias totales de área basal y volumen para el ejido Pablillo.

| Estratos | Superficie (ha) | | G (m²) | | V(m³rta) | |
|-----------------------------|-----------------|-------------|----------|-------------|----------|-------------|
| | Ortofoto | Imagen SAT. | Ortofoto | Imagen SAT. | Ortofoto | Imagen SAT. |
| Bosque de abies-encino-pino | 786,57 | 329,31 | 867,82 | 363,33 | 7544,45 | 3158,61 |
| Bosque de encino | 330,59 | 341,07 | 259,01 | 267,22 | 1241,30 | 1280,65 |
| Bosque de encino-pino | 1534,18 | 2156,01 | 1913,49 | 2689,07 | 12526,78 | 17604,11 |
| Bosque de pino | 582,33 | 611,27 | 498,87 | 523,67 | 2565,93 | 2693,45 |
| Bosque de pino-chaparral | 3868,03 | 1826,87 | 3300,35 | 1558,76 | 19615,03 | 9264,19 |
| Bosque de pino-encino | 1061,18 | 1138,18 | 1143,15 | 1226,10 | 8695,86 | 9326,85 |
| TOTAL | 8162,88 | 6402,71 | 7982,69 | 6628,15 | 52189,35 | 43327,86 |

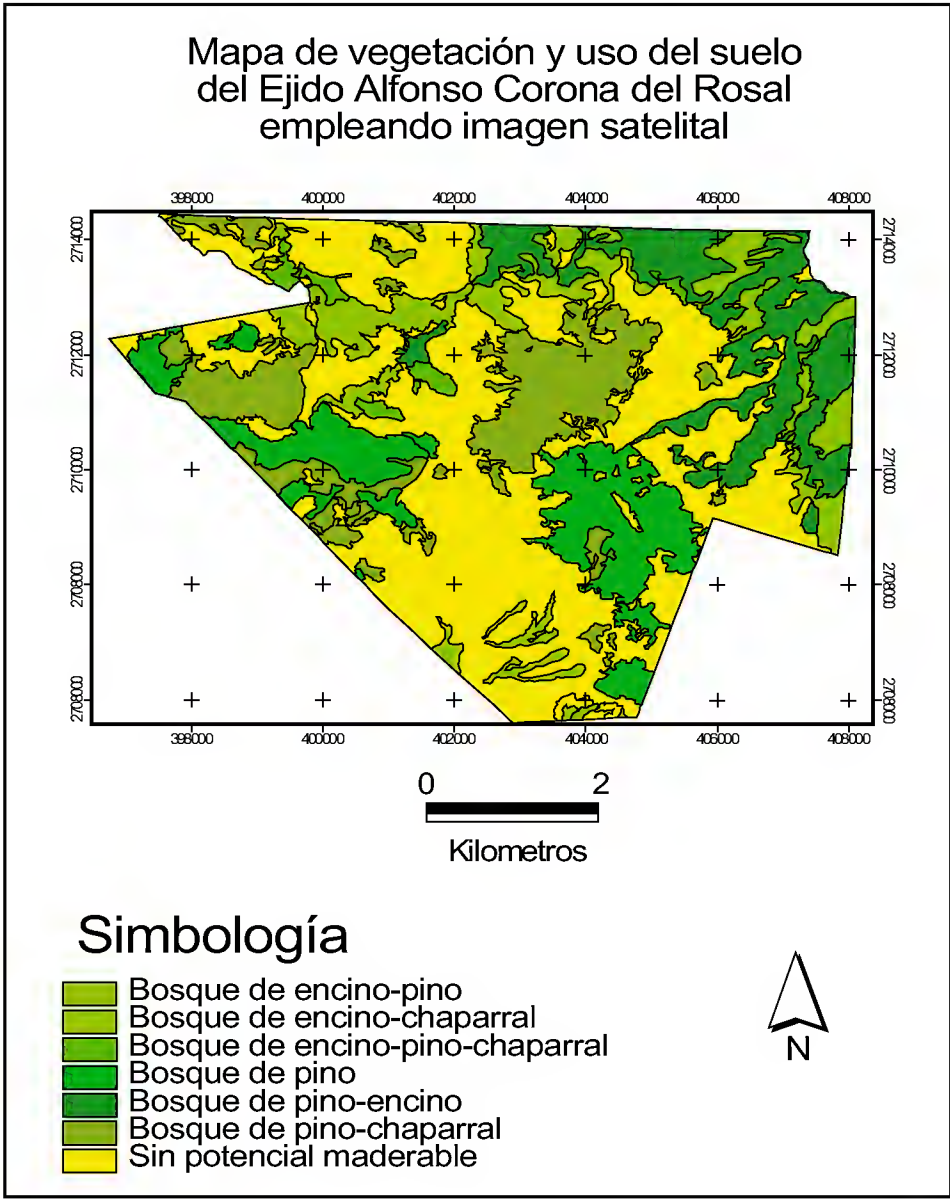
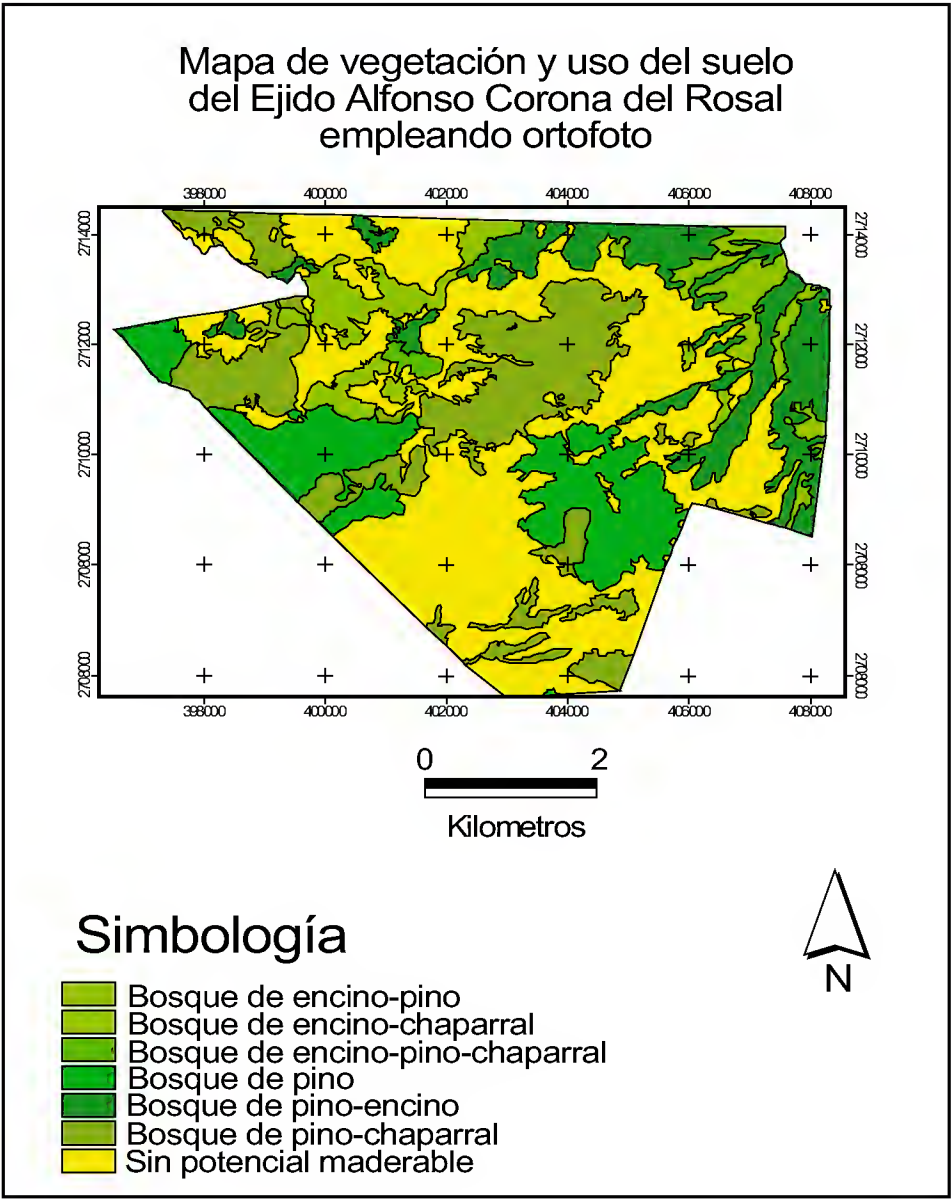


FIGURA 8. Mapa de Estratos resultado de la rodalización en la ortofoto e imagen de satélite.

el área basal podría estar sobrestimada en 356,82 m² y el volumen en 2783,7 m³ rta con respecto a la estimación con este material (imagen satelital).

Resultados para el ejido Pablillo

El ejido Pablillo limita al sur con en el ejido Alfonso Corona del Rosal, por lo tanto, presenta condiciones ambientales similares y de igual forma se procedió a aplicar la misma metodología para obtener la división dasocrática en ambos materiales (ortofoto e imagen de satélite) y la caracterización dasométrica para hacer la comparación, además, estos resultados se compararon con los obtenidos en el ejido Alfonso Corona del Rosal. En primer término, se obtuvo la rodalización o estratificación sobre la ortofoto e imagen satelital (Fig. 9).

Empleando la ortofoto se obtuvieron 7 clases de tipos de vegetación o estratos, de las cuales una corresponde a vegetación sin potencial maderable y otros usos del suelo y las otras 6 a los diferentes tipos de vegetación con potencial maderable. Sin embargo, cuando se utilizó la imagen satelital se obtuvieron 8 clases de tipos de vegetación de los cuales uno correspondió a vegetación sin potencial maderable u otros usos del suelo (Tabla 4). El estrato que no fue identificado en la ortofoto no se incluyó en tabla por no tener su homólogo para fines comparativos.

Al igual que en el caso del ejido Alfonso Corona del Rosal, el estrato con potencial maderable que ocupó mayor superficie fue el bosque de pino-chaparral (empleando la ortofoto) el cual está compuesto principalmente por *Pinus cembroides* asociado con *Juníperus flacida*. Sin embargo, en el Ejido Pablillo se encontró un

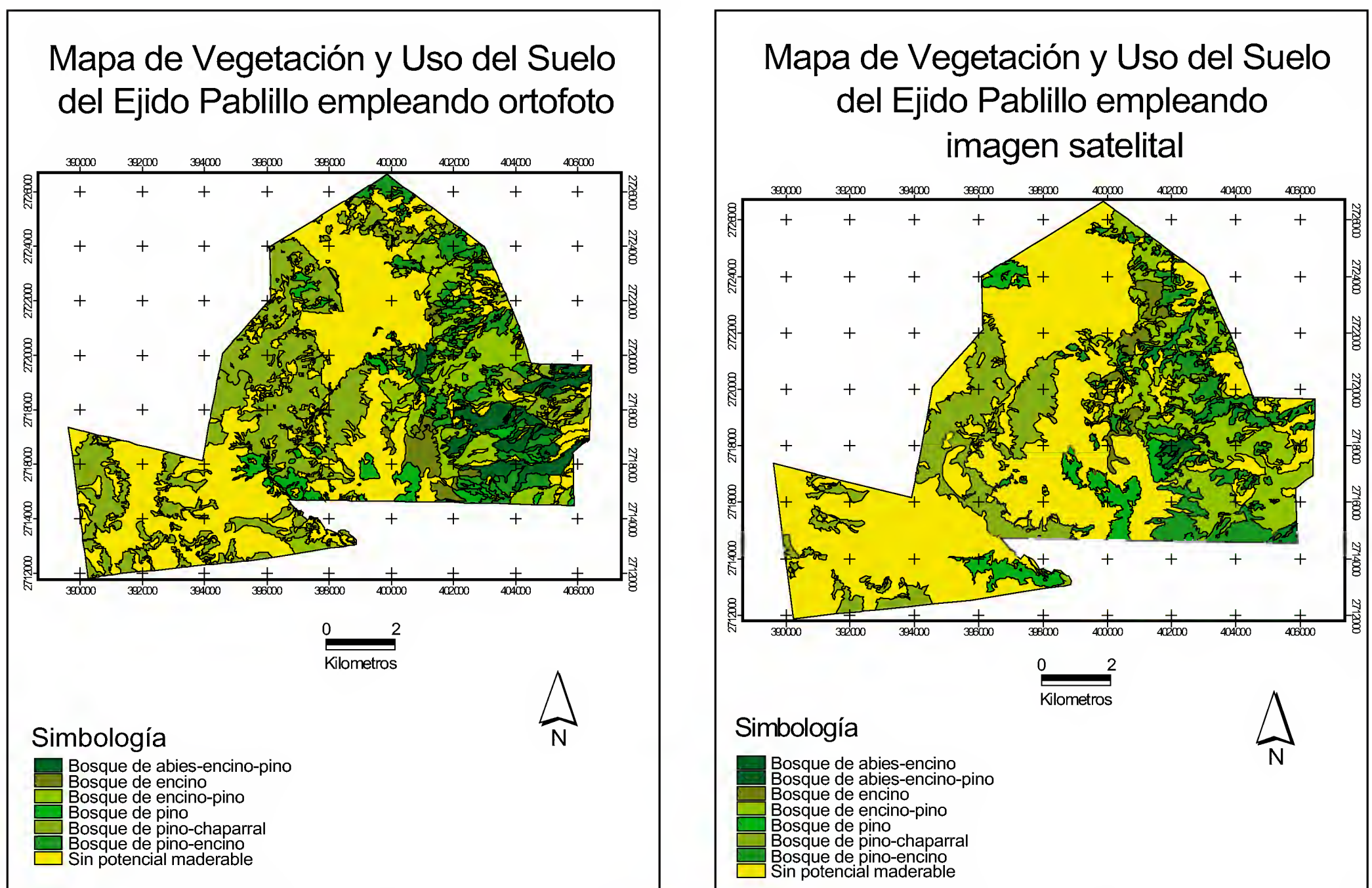


Figura 9. Mapa de rodales (cobertura vegetal) resultado de la interpretación visual sobre ambos materiales



género diferente de importancia forestal, el género *Abies*, cuya distribución obedece a exposiciones norte, geoformas cóncavas y forma asociaciones con los géneros *Quercus* y *Pinus*. Con la imagen pancromática de alta resolución se obtuvo una rodalización más fina, sin embargo, las superficies para cada estrato variaron con respecto a las obtenidas con la rodalización en la ortofoto, para este caso, el bosque de encino-pino resultó el de mayor superficie.

DISCUSIÓN

Como análisis de los resultados obtenidos con ambos materiales, para el Ejido Alfonso Corona del Rosal se encontró que la superficie con potencial maderable obtenida por la digitalización sobre la ortofoto, fue mayor en 231,9 ha con respecto a la obtenida con la digitalización sobre la imagen de satélite, así mismo, el área basal fue mayor en 356,81 m² y el volumen en 2783,69 m³ rta. En lo que respecta al Ejido Pablillo, la superficie con potencial maderable obtenida por la digitalización sobre la ortofoto superó en 1760,17 ha a la obtenida con la digitalización sobre la imagen de satélite, así mismo, el área basal en 1354,56 m² y el volumen en 8861,49 m³ rta.

Considerando que la imagen de satélite brinda más claridad en la identificación de los objetos que se encuentran en la superficie, esto podría traducirse en una sobreestimación de la cantidad y el valor de los recursos forestales. Lo anterior puede ocasionar conflictos, debido a que si se tiene planeado trazar brechas para extraer un volumen de madera que no es el real, podría ocasionar un desequilibrio en relación con el costo beneficio del producto a obtener con respecto a la inversión en infraestructura vial.

De acuerdo con los resultados obtenidos con respecto a las superficies de cada estrato en ambos ejidos, se observó que el tipo de cobertura vegetal compuesta por bosque de pino asociado con chaparral es el que mantiene la mayor diferencia, superando en 307,52 ha la obtenida con la ortofoto a la calculada con la imagen de satélite para el Ejido Alfonso Corona del Rosal. Esta diferencia fue más notoria en el Ejido Pablillo, encontrándose una diferencia

de 2041,16 ha de estos cálculos para el mismo tipo de estrato. Esto podría significar que este tipo de vegetación provoca confusión a la hora de realizar su delimitación sobre ambos materiales y sobre todo por el hecho de obtenerse de forma repetida.

Las imágenes de satélite tienen costos muy elevados, sin embargo, ofrecen varias ventajas de las cuales se pueden mencionar la periodicidad de las tomas, la alta resolución, lo cual permite tener más precisión en la rodalización de áreas forestales. Además, la imagen de satélite, por su carácter multispectral, permite hacer varios análisis y extraer información de un área que mediante la interpretación visual no se posibilita; como es el caso de las clasificaciones supervisada y no supervisada que apoyan en la identificación de superficies con base en el comportamiento espectral de los objetos que cubren las imágenes de satélite.

CONCLUSIONES

Se comparó la rodalización realizada sobre la ortofoto y en la imagen de satélite, encontrando que la efectuada sobre la imagen de satélite presentó calidad suficiente para identificar mejor la composición de especies y la estructura de edades. El uso de imágenes de satélite de alta resolución para la elaboración de la cartografía forestal ofrece ventajas sobre las ortofotos, en especial, por la resolución espacial que facilita en algunos casos la rodalización, se pueden procesar digitalmente y obtener otras variables como los índices de vegetación.

El empleo de materiales de baja resolución o escalas pequeñas para la elaboración de la división dasocrática en un área forestal, puede ocasionar una baja precisión en la determinación de superficies arboladas con potencial comercial, lo cual repercute en una sobrestimación de los recursos y por consiguiente una presión sobre el bosque y un desequilibrio económico entre el valor de los productos forestales reales y la inversión en infraestructura vial que se requiera en los predios para la extracción de dichos productos. En este sentido el uso de las imágenes de satélite de alta resolución presentan una alternativa viable en la planificación de las actividades forestales.

REFERENCIAS

- Aguirre Z., E. 2002. Evaluación de cambios de vegetación en la Sierra de San Carlos, Tamaulipas, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N. L. 63 p.
- Asner, G. P. y S. Warner A. 2002. Canopy shadow in ikonos satellite observations of tropical forest and savannas. *Remote Sensing and Environmental*. 87 (2003): 521-533.
- Bazaldúa-Piña, A. 1997. Aplicación de la percepción remota en el monitoreo del hábitat del venado bura del desierto (*Odocoileus hemionus crooki*) en el sur de Nuevo León. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N. L. 73 p.
- Castillo H., A y E. J. Treviño G. 1997. Determinación y cartografía de calidades de sitio en los bosques de *Pinus cembroides* Zucc en los municipios de Aramberri y Galeana, N.L. a través de imágenes de satélite, III Congreso Mexicano sobre Recursos Forestales, Linares, N. L. México.
- Correa T., B. y E. J. Treviño G. 1994: Evaluación y cuantificación de los cambios de uso del suelo mediante el uso de sensores remotos empleando imágenes de satélite en el municipio de Linares N. L., III Simposio Regional de Biología y Ecología, Linares. N. L. México p. 22
- Franklin, S. E., A. Wulder M. y R. Gerylo G. 2001. Texture analysis of Ikonos panchromatic data for douglas-fir forest age class separability in British Columbia. *International Journal of Remote Sensing*. 22(13): 2627-2632.
- García A., M., E. J. Treviño G., C. M. Cantú A. y F. N. González S. 1999. Zonificación ecológica del Cerro “El Potosí” Galeana, Nuevo León. México. *Investigaciones Geográficas*, Instituto de Geografía, U.N.A.M. 38. (1999): 31-40.
- Guevara V., A. Reyes, A. Salcedo R. y W. Torres. 2002. Evaluación de la ortorectificación de imágenes Ikonos. [http://www.asovig.org/Documentos/Guevara_Victor_Ikonos %20.pdf](http://www.asovig.org/Documentos/Guevara_Victor_Ikonos%20.pdf)
- González, M. R. 2003. Alternativas de manejo forestal mediante el desarrollo de conocimiento específico de sitio. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N. L. 154 p.
- Hann, D. W. y B. Bare. 1982. Manejo de bosques incoetáneos Trad. P. Rivero B. Universidad Autónoma Chapingo, Depto. Bosques. Boletín Técnico 4. 30 p.
- Haverkamp, D. y R. Poulsen. 2003. Change Detection Using Ikonos Imagery (en línea). http://www.Spaceimaging.com/whitepapers_pdfs/2003/change%20Detection%20Using%20Ikonos20%Imagery-ASPRS%202003.PDF
- Jacobsen, K. 2003: Auswertung von quickbird and ikonos-aufnahmen. http://www.ipi.uni-hannover.de/html/publikationen/2003/paper/Jac0903_dgpf.pdf
- Masato, K. 2004. Classifying tree species in a northern mixed forest using high-resolution ikonos data. *Journal of Forest Research*. 9 (1): 7-14.
- Muñoz R., C. A. 2001. Elaboración de un modelo espacial de peligro de incendios forestales. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. UANL. Linares, N. L. México. 119 p.
- Muñoz R., C. A. y E. J. Treviño G. (2000). Evaluación de combustibles forestales a través de índices de vegetación y ortofotos. Aplicación en computadora personal. VIII Simposium Internacional de la Sociedad de Especialistas Latinoamericanos en Percepción Remota, Iguazú, Argentina Noviembre 6 – 10 de 2000.
- Pompa G., M.; E. J. Treviño G. 2003. Obtención de parámetros a nivel rodal utilizando información geoespacial de imágenes satelitales y ortofotos digitales. VI Congreso Mexicano de Recursos Forestales. San Luis Potosí. México p 194-196 del 5 al 7 de Noviembre de 2003.
- Prabhakar, R., E. Somanathan y B.S. Mehta. 2006. How degraded are Himalayan forests? *Current Science* 9(12):61-67.
- Rullán, S. C. 2002. Estudio bitemporal de la vegetación en una zona afectada por incendios en el municipio de Santiago, N. L. México. Tesis. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. División de Ingeniería y Arquitectura. Monterrey, N. L. México. P 93.
- Salinas C., W. E. y E. J. Treviño G. 2002. Impacto de la deforestación en el microclima de la cuenca del río Corona, Tamaulipas. *Investigaciones Geográficas*, Instituto de Geografía, U. N. A. M. 47 (2002): 59-76.
- Treviño G., E. J. 1992 “Verwendung von satellitenaufnahmen zur vegetationkartierung am beispiel der region “Sierra Madre Oriental” in Nordostmexiko”. *Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in der Tropen und Subtropen*. Heft 68, 150 p.



Treviño G., E. J.; A. Akça; J. Navar Ch.; J. Jiménez P. y O. Aguirre C. 1996. Detection of land use changes by satellite imagery in the municipality of Linares, N.L., Proceedings of Fifth International Conference on Desert Development, , Texas Tech University . Loobok, TX pp. 236-240.

Treviño G., E. J. 2001. Estratificación de la información en el procesamiento digital de imágenes de satélite aplicado a la cartografía de los bosques *Pinus cembroides*. Investigaciones Geográficas, Instituto de Geografía, UNAM. 44: 54-63.

Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal (Ucodefo), Galeana, Nuevo León. 1995. Programa de manejo forestal del ejido Pablillo municipio de Galeana, N. L. 180 p.

Unidad de Conservación y Desarrollo Forestal (Ucodefo), Galeana, Nuevo León. 1997. Programa de manejo forestal del ejido Alfonso Corona del Rosal municipio de Galeana, N. L. 150 p.

Verástegui Ch., J., E. J. Treviño G., R. Vázquez A., J. Pissanni y E. Olivares, 1997. Caracterización de un área agrícola con problemas de salinidad mediante el uso de imágenes Landsat TM. Presentación oral. VIII Simposio Latinoamericano de Percepción Remota, Mérida Venezuela, 2-7.

Widayati, A., B. Verbist y A. Meijerink. 2002. Application of combined pixel-based and spatial. Based approaches for improved mixed vegetation classification using Ikonos <http://www.itc.nl/library/Papers/MEIJERINK.application.ACRS.2002.pdf>

Manuscrito recibido el 20 de febrero de 2013.

Aceptado el 7 de julio de 2014.

Este documento se debe citar como:

Ancira-Sánchez, L. y E.J. Treviño G. 2015. Utilización de imágenes de satélite en el manejo forestal del noreste de México. *Madera y Bosques* 21(1):77-91



Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña

Coverage/land use changes in a portion of the Mountainous Mexican Transition Zone

José Manuel Camacho-Sanabria^{1,*}, José Isabel Juan Pérez², Noel Bonfilio Pineda Jaimes³,
Edel Gilberto Cadena Vargas³, Luis Carlos Bravo Peña⁴ y Marcela Sánchez López⁵

¹ Posgrado en Ciencias Ambientales, Facultad de Química. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México.

² Instituto de Estudios sobre la Universidad. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México. jupi582602@gmail.com

³ Facultad de Geografía. Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México. nbpinedaj@uaemex.mx; edelcadena@yahoo.com.mx

⁴ Unidad Multidisciplinaria Cuauhtémoc. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. Chihuahua, México. lcbravop@gmail.com

⁵ Centro de Enseñanza de Lenguas (CELe), Universidad Autónoma del Estado de México. Toluca, México. marce_sl@yahoo.com

* Autor de correspondencia. jmanuelcs@live.com.mx

RESUMEN

La Porción Surponiente del Estado de México (PSEM) se ubica en la Zona de Transición Mexicana de Montaña. Las comunidades forestales que predominan en este territorio son bosques de pino (*Pinus* spp.), encino (*Quercus* spp.), mixtos (*Pinus* spp. - *Quercus* spp. y *Quercus* spp. - *Pinus* spp.), mesófilo de montaña y tropical caducifolio, los cuales están siendo modificados por la influencia de procesos antropogénicos. Este estudio presenta el análisis de los cambios de cobertura y uso del suelo ocurridos entre 1989 y 2009 en la PSEM, a través de la interpretación de imágenes de satélite (Landsat TM), que en complemento con la aplicación del algoritmo máxima verosimilitud permitieron la construcción de mapas temáticos de uso de suelo y vegetación, los cuales fueron evaluados para conocer su confiabilidad temática. A partir de la sobreposición de estos mapas se elaboró una matriz de cambios que comprende la superficie de las coberturas y usos del suelo para cada año y con base en esta se determinaron las tasas de cambio. Los resultados obtenidos demuestran que la cobertura del bosque disminuyó considerablemente, es decir, se eliminaron 19 262 ha, las cuales fueron ocupadas por las categorías cuerpos de agua (105 ha), agropecuario (19 113 ha), asentamientos humanos (39 ha) y agricultura tecnificada controlada (5 ha). La superficie deforestada es resultado del establecimiento y la práctica de actividades relacionadas con la agricultura y ganadería.

PALABRAS CLAVE: categorías, evaluación de la confiabilidad temática, clasificación supervisada, matriz de cambios, tasas de cambio.

ABSTRACT

The Southwest region of the State of Mexico (PSEM as it stands in Spanish) is located in the so called Mexican Transition Mountainous Zone. The forest communities that prevail in this area are pine trees forests (*Pinus* spp.), oak trees forests (*Quercus* spp.), mixed ones, mountainous cloud forest and tropical deciduous forest, which are being modified due to the influence of human processes. This research paper establishes a methodology to analyze the changes on the land cover of the PSEM which took place from 1989 to 2009 using a technique of image satellite interpretation (Landsat TM), as well as the use of the maximum authenticity algorithm which leads towards the implementation of soil and vegetation maps whose main purpose is to obtain information on the validity of these study cases. Overlapping those maps, it is possible to come up with a matrix of changes to check annual modifications on the land cover, and based on it the changes rates can be measured. From data obtained through this research, it can be stated that the land cover of this forest has considerably decreased because 19 262 ha disappeared and were taken up by water supplies (105 ha), farming lands (19 113 ha), human settlements (39 ha) and technical and controlled agriculture (5 ha). It can be summed up that this deforestation mainly comes as a result of the practice of agriculture and livestock activities indeed.

KEY WORDS: category, evaluation of theme reliability, supervised classification, matrix of changes, changes rates.

INTRODUCCIÓN

La Zona de Transición Mexicana de Montaña (Halffter, 1978), o bien, Región Mesoamericana de Montaña (Rzedowski, 1978), es el territorio en donde convergen y, en cierta forma, establecen relaciones intraespecíficas e inter-específicas diversas especies vegetales y animales, características de las regiones biogeográficas Neártica (Norteamérica) y Neotropical (América del Sur, América Central y América Insular). Se trata de una de las biotas más ricas en especies y endemismos; concebida como “bosques Mesoamericanos”, es el segundo centro de diversidad florística más importante, con 9000 especies de plantas endémicas (Myers, 1998).

La Porción Surponiente del Estado de México (PSEM) forma parte de la Zona de Transición Mexicana de Montaña, en esta coexisten una amplia diversidad de ecosistemas terrestres, predominan los bosques templados de coníferas, encinos, mixtos, mesófilo de montaña y el bosque tropical caducifolio o selva baja caducifolia. Estos ecosistemas de bosque se caracterizan por contar con una notable biodiversidad (Flores-Villela y Gerez, 1994; Challenger, 1998) y por brindar servicios ambientales necesarios para el bienestar de las poblaciones (Chapa-Bezanilla *et al.*, 2008).

Dentro de las principales causas que amenazan los bosques de la PSEM destacan, la presión antropogénica sobre los recursos forestales (tala clandestina o extracción de madera para la elaboración de productos maderables y no maderables), la práctica de actividades como la roza, tumba y quema, y la apertura de nuevos espacios para el establecimiento de cultivos en sistemas de lomeríos. Esto ha ocasionado un desequilibrio ambiental, poniendo en peligro la supervivencia de las poblaciones animales y vegetales que habitan este patrimonio ecológico. Sin embargo, los procesos asociados con la dinámica de los cambios ocurridos en la cobertura vegetal y uso del suelo, es uno de los principales factores que determina la permanencia, disminución y extinción de los ecosistemas de bosque en la PSEM.

Los estudios de cambio de uso de suelo y vegetación son el referente para conocer las trayectorias de distin-

tos procesos asociados con la deforestación, degradación y perturbación de los bosques, erosión y desertificación del suelo, pérdida de la biodiversidad (Lambin *et al.*, 2001), entre otros. Estos procesos de transformación o cambio que experimentan las coberturas vegetales y usos del suelo de un determinado territorio o región, son considerados en muchos países como una de las principales causas que coadyuvan al deterioro ambiental, por ello están ubicados en el centro de la investigación ambiental (Nájera *et al.*, 2010). Es evidente que, durante las últimas décadas, las actividades antrópicas se han convertido en el principal desencadenador de las transformaciones de los ecosistemas terrestres, por encima de los fenómenos naturales (Vitousek *et al.*, 1997).

El desarrollo de investigaciones asociadas con los cambios ocurridos en las cubiertas terrestres y usos del suelo de un determinado espacio geográfico y en una dimensión temporal, requiere, principalmente, del uso y manipulación de distintos insumos cartográficos, sobre todo, de mapas de uso de suelo y vegetación, pues es a partir de estos que los especialistas en el área, así como las autoridades responsables del uso y manejo de los recursos naturales, establecen e implementan políticas orientadas al aprovechamiento y conservación de estos (Millington y Alexander, 2000).

Durante décadas, los materiales cartográficos, principalmente, los mapas de uso de suelo y vegetación se adquirían en formato análogo (papel). Actualmente, estos insumos cartográficos se encuentran disponibles en internet (Mas y Couturier, 2011), para su posterior uso y manejo en un Sistema de Información Geográfica. Estas herramientas permiten identificar y representar espacialmente las áreas más susceptibles a cambiar. Además, ayudan a comprender los procesos y la dinámica de cambio que experimentan las distintas coberturas terrestres y usos del suelo de un territorio en específico. En ocasiones, se utilizan para el desarrollo de modelos de cambios de uso de suelo y vegetación sustentados en el diseño y construcción de diferentes escenarios hipotéticos (Veldkamp y Lambin, 2001; Xiang y Clarke, 2003).



Actualmente, los especialistas que estudian las transformaciones ocurridas en los distintos paisajes naturales y antrópicos (culturales) de la superficie terrestre, utilizan, con frecuencia, mapas de uso de suelo y vegetación derivados de la interpretación visual de imágenes de satélite, estas pueden ser de mediana o alta resolución espacial. Es a partir de estos insumos cartográficos que se puede identificar, describir, cuantificar, localizar, analizar, evaluar, explicar y modelar la dinámica y los procesos de cambio que acontecen en las diversas comunidades vegetales y usos del suelo de un espacio geográfico en particular.

Durante décadas, en México, el desarrollo de investigaciones de cambio de uso del suelo y vegetación se sustentó en el uso de materiales cartográficos relacionados con las distintas coberturas y usos del suelo del territorio nacional. El manejo, análisis e interpretación de los datos derivados de estos insumos cartográficos (tasas de cambio, pérdidas, ganancias, cambio neto, cambio total, intercambios, índices de persistencia), ha generado un cierto grado de incertidumbre o inquietud en la comunidad científica, principalmente, en los especialistas que realizan estudios asociados con la temática, pues, en ocasiones, en el contenido de estos trabajos se hallan implícitos el diseño e implementación de estrategias orientadas al cuidado, conservación, manejo y uso de los recursos naturales. La preocupación por utilizar estos materiales radica en la calidad de los insumos cartográficos, la metodología utilizada para su elaboración y la falta de aplicación de métodos que validaran su fiabilidad (Mas *et al.*, 2003; Mas y Couturier, 2011).

Con base en lo anterior, es recomendable y, hasta cierto punto necesario, que los mapas de uso de suelo y vegetación (producto de la interpretación de imágenes de satélite o fotografías aéreas) se sometan a procesos relacionados con la evaluación de la confiabilidad temática (Mas *et al.*, 2003). Se debe considerar que, actualmente, estos insumos cartográficos se utilizan, con frecuencia, para el diseño y construcción de modelos y escenarios asociados con los cambios de cobertura y uso del suelo, siendo estos el referente para el desarrollo de políticas que coadyuvan al cuidado, preservación y restauración los recursos naturales.

La evaluación de la confiabilidad temática de mapas de uso de suelo y vegetación, o bien, de imágenes de satélite clasificadas, es un tema que está cobrando mucho interés, sobre todo, en investigadores especialistas en la elaboración de estudios de cambios de cobertura vegetal y uso del suelo (Cortina *et al.*, 1998; Buendía *et al.*, 2002; Velázquez *et al.*, 2002; Mas *et al.*, 2003; Antonio *et al.*, 2006; Franco *et al.*, 2006a; Valdez *et al.*, 2011; Champo *et al.*, 2012). Determinar la confiabilidad de un producto cartográfico, especialmente la de los mapas de uso de suelo y vegetación, permite a los usuarios valorar su ajuste con la realidad y, así, asumir el riesgo de tomar decisiones con base en esta información cartográfica. Además, contribuye a conocer y modelar el error que resulte de la sobreposición de varias capas con cierto grado de error en un SIG (Walsh *et al.*, 1987; Luneta *et al.*, 1991; Goodchild *et al.*, 1992; Burrough, 1994).

En el caso particular del Estado de México, pese a la existencia de estudios relacionados con los cambios de cobertura terrestre, ocupación o uso del suelo y procesos de deforestación en este territorio (Villers *et al.*, 1998; Pineda *et al.*, 2008; Pineda *et al.*, 2009; Pineda, 2010; Camacho *et al.*, 2011; García *et al.*, 2012; Zepeda *et al.*, 2012; Juan, 2013), son mínimas las investigaciones (Franco *et al.*, 2006a; Franco *et al.*, 2006b; Franco *et al.*, 2006c) en las cuales los insumos cartográficos que se utilizaron para la elaboración de estas, fueron sometidos al proceso de evaluación de confiabilidad temática. El presente estudio analiza los cambios de cobertura y uso del suelo, ocurridos en un período de 20 años en la PSEM. Este análisis se sustenta en la interpretación de imágenes de satélite Landsat TM de los años 1989 y 2009, la sobreposición de mapas de uso de suelo y vegetación y la aplicación de métodos y técnicas estadísticas.

OBJETIVO

Analizar los cambios de cobertura y uso del suelo ocurridos entre 1989 y 2009 en la Porción Surponiente del Estado de México, a través de mapas de uso de suelo y vegetación, producto de la interpretación de imágenes de satélite (Landsat TM) y la aplicación del algoritmo máxima verosimilitud, para conocer y comprender la dinámica y

los procesos de cambio de las coberturas y usos del suelo que caracterizan a este territorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La PSEM se ubica en la parte central del territorio de la República Mexicana, entre los paralelos 18° 59' 19" y 19° 24' 00", y los meridianos 99° 50' 33" y 100° 24' 36". Desde el punto de vista político – administrativo, la porción está integrada por los municipios de Amanalco de Becerra, Donato Guerra, Ixtapan del Oro, Otzoloapan, Santo Tomás de los Plátanos, Temascaltepec, Valle de Bravo y Zacazonapan (Fig. 1). Tiene una superficie territorial de 1787.58 km²., conformada por una amplia diversidad de ambientes naturales y socioculturales, estos últimos

con diferentes densidades demográficas (Juan *et al.*, 2010). Su población total es de 175 447 habitantes (Inegi, 2010); la mayor parte de estos se dedican a actividades relacionadas con el establecimiento, desarrollo y producción de sistemas agrícolas de temporal. La presencia de industrias en este territorio no es significativa; sin embargo, algunos habitantes practican actividades relacionadas con la industria minera y la transformación de materias primas (madera y piedra natural), principalmente, en el municipio de Zacazonapan y Amanalco de Becerra, respectivamente. Los servicios y el comercio se concentran en las cabeceras municipales que comprenden la porción.

Materiales

Los materiales utilizados para la elaboración de los mapas de cobertura vegetal y uso del suelo de los años 1989 y

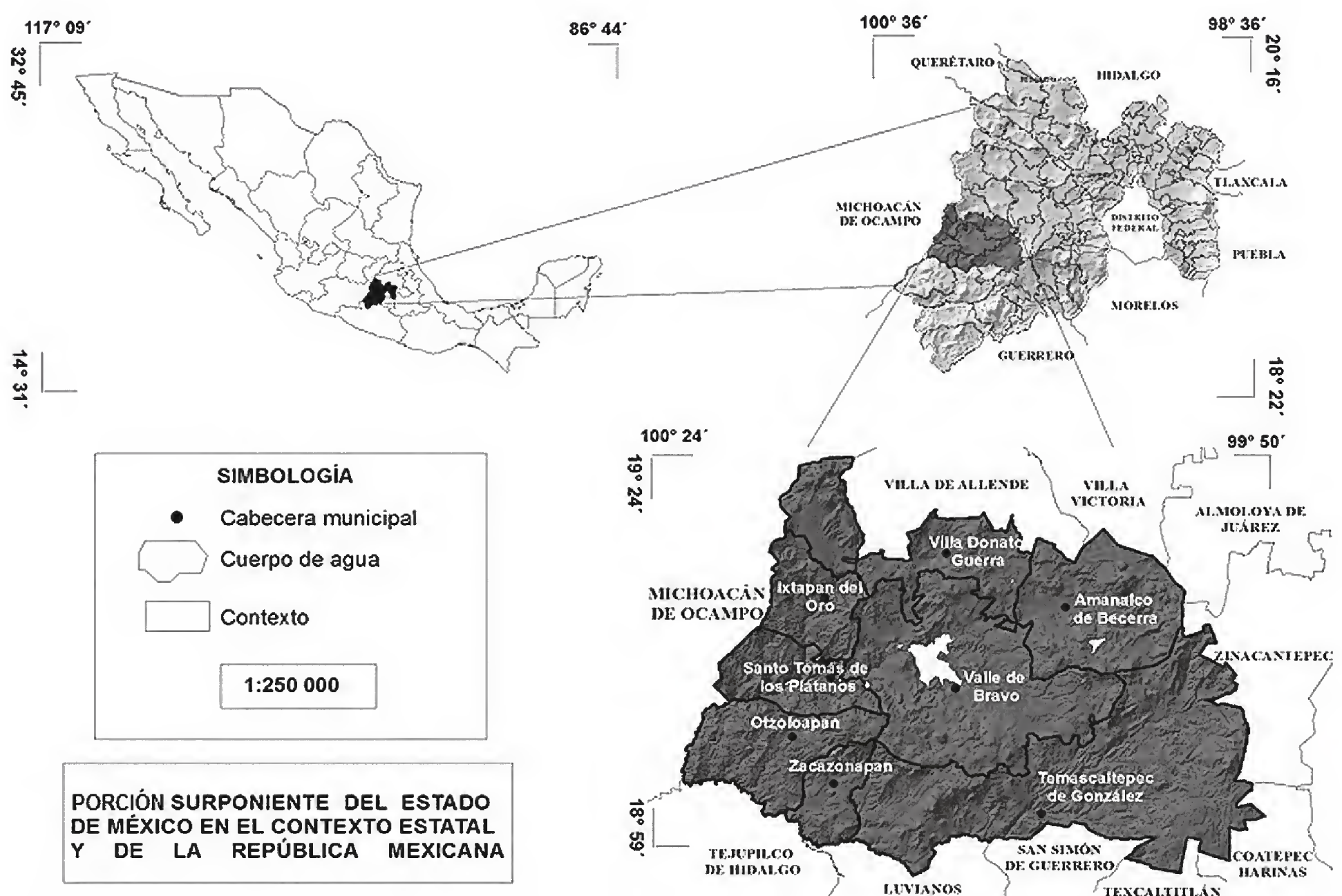


FIGURA 1. Ubicación geográfica de la Porción Surponiente del Estado de México

Fuente: Elaboración propia con base en Inegi (2009).



2009, fueron las imágenes de satélite del sensor Landsat Thematic Mapper (TM) de la época seca-fría, correspondientes a las fechas: 27 de diciembre de 1989 y 24 de noviembre de 2009. Ambas imágenes corresponden al *path* 27 y *row* 47.

Obtención de los mapas de cobertura vegetal y uso del suelo

Unidades de análisis

Las clases o categorías de análisis utilizadas en la clasificación de las imágenes de satélite se determinaron, principalmente, en función de: a) la problemática a estudiar: disminución o pérdida de la cobertura forestal, resultado de la sustitución o reemplazo de otras coberturas vegetales y usos del suelo; b) los recorridos en campo (observación directa) y c) las posibilidades de discriminación que tiene el productor, respecto de las coberturas y usos del suelo durante el proceso de interpretación de las imágenes. Estas categorías o clases de análisis corresponden a Bosque (Bs), Cuerpos de agua (Ca), Agropecuario (Agp), Asentamientos humanos (Ah) y Agricultura tecnificada controlada [invernaderos] (Atc).

Preprocesamiento o preclasificación

Esta fase metodológica comprendió la aplicación de procesos relacionados con la corrección radiométrica y corrección atmosférica, para ajustar y mejorar los valores radiométricos y la calidad de las imágenes de satélite. A partir de la combinación de las bandas TM4 (infrarrojo cercano), TM3 (visible rojo) y TM2 (visible verde), fue posible identificar e interpretar las categorías de análisis, y sobre esta se digitalizaron 70 campos o áreas de entrenamiento (número de píxeles representativos o prototipo de cada clase o categoría). La localización y distribución espacial de los campos de entrenamiento se realizó de forma aleatoria y homogénea (mínimo 10 campos para cada una de las categorías), y a través de recorridos de campo *in situ*, en complemento con el uso y manejo de un sistema de geoposicionamiento global (GPS).

La delimitación de las áreas de entrenamiento (número total de píxeles) se llevó a cabo con base en la

regla general de Jensen (1996), que consistió en considerar, al menos, 10 veces el número de bandas utilizadas en la elaboración de las estadísticas o parámetros de clasificación. Para calibrar el clasificador se utilizaron los píxeles prototipo de cada categoría (áreas de entrenamiento) y, posteriormente, estos se representaron gráficamente a través de histogramas, obteniendo como resultado firmas espectrales correspondientes a cada categoría. Estas se sometieron a un análisis de separabilidad (García y Mas, 2008), sustentado en la aplicación del método de divergencia transformada (DT), dado que este es el más utilizado en estudios donde se aplica el algoritmo máxima verosimilitud (Maussel *et al.*, 1990), como es el caso de este trabajo.

Clasificación

Se realizó la clasificación supervisada de imágenes de satélite con base en la aplicación del algoritmo máxima verosimilitud, o también conocido como máxima probabilidad. Este algoritmo considera los parámetros de clasificación previamente calculados (clasificador calibrado) para etiquetar cada píxel de la imagen en una de las clases definidas (Lira, 2010). A partir de la aplicación de este algoritmo se generaron los mapas de uso de suelo y vegetación de los años 1989 y 2009 de la PSEM. Los métodos, técnicas y procedimientos descritos en estas fases metodológicas (*preclasificación* y *clasificación*) fueron implementados en la herramienta Idrisi Selva.

Validación de los mapas de cobertura vegetal y uso del suelo: 1989 y 2009

Para conocer el grado de certeza de los datos correspondientes a los mapas de uso de suelo y vegetación de los años 1989 y 2009 de la PSEM, estos se sometieron al proceso de evaluación de la confiabilidad temática (Mas *et al.*, 2003). Este proceso se realizó a partir de las siguientes fases metodológicas:

1. *Diseño del muestreo*. Esta fase consistió en determinar las unidades de muestreo (píxel), el método de

selección o muestreo (aleatorio estratificado¹) y el número de unidades de muestreo o tamaño de la muestra. Este último se determinó con base en Congalton (1988 y 1991), que sugiere verificar, por lo menos, 50 puntos por categoría. Este principio se aplicó a ambas imágenes clasificadas (1989 y 2009). Como en la primera imagen se definieron cuatro categorías o clases de análisis, fue necesario verificar 200 puntos de muestreo. Para el caso de la segunda, fue preciso muestrear 250 sitios de verificación, debido a que en este año (2009) se incluyó la categoría Agricultura tecnificada controlada.

2. *Evaluación de sitios de verificación.* El registro de los puntos de muestreo se realizó *in situ*, es decir, la localización espacial (coordenadas UTM: Datum WGS84) de los sitios de verificación se llevó a cabo mediante de los recorridos de campo (observación directa), y con el uso y manejo de un navegador GPS (Sistema de Posicionamiento Global). Los puntos de muestreo se sobrepusieron en la cartografía de uso de suelo y vegetación (1989 y 2009), producto de la interpretación visual de las imágenes de satélite, para asociarlos con las categorías o clases que se definieron en cada uno de los mapas clasificados. Esta fase se complementó con el uso de imágenes de satélite de alta resolución espacial.
3. *Análisis de los datos.* Esta fase se sustentó en el desarrollo de una matriz de confusión o matriz de error. Se trata de una matriz bidimensional, en donde generalmente las filas representan las clases de referencia (verdad terreno) y las columnas las categorías del mapa (verdad imagen), deducidas de la interpretación de imágenes de satélite, lógicamente ambas tendrán el mismo número y significado. La diagonal de la matriz expresa el número de puntos de verificación para los cuales existe una correspondencia entre las categorías del mapa clasificado y los datos de referencia, mientras los marginales indican errores de asignación

(USDA, 1995; Stehman y Czaplewski, 1998; Mas *et al.*, 2003; Franco *et al.*, 2006a) (Tabla 1).

TABLA 1. Matriz de confusión o matriz de error.

| Verdad imagen (Categorías del mapa = j) | | | | | |
|---|----------|----------|-----|----------|-----------------|
| Verdad terreno (Clases de referencia= i) | j_1 | j_2 | ... | j_q | Total |
| i_1 | i_1j_1 | i_1j_2 | ... | i_1j_q | i_{1+} |
| i_2 | i_2j_1 | i_2j_2 | ... | i_2j_q | i_{2+} |
| ... | ... | ... | ... | ... | ... |
| i_q | i_qj_1 | i_qj_2 | ... | i_qj_q | i_{q+} |
| Total | $+j_1$ | $+j_2$ | ... | $+j_q$ | $\Sigma+j_{i+}$ |

Nota: a) ij = número de píxeles (superficie) correctamente clasificados de cada categoría o clase; b) i_{1+} = es la suma de los píxeles (superficie) correspondientes a la clase de referencia i_1 ; c) $+j_1$ = corresponde a la suma de los píxeles (superficie) de la categoría del mapa j_1 ; y; d) $\Sigma+j_{i+}$ = es el total de la suma de los píxeles de las clases de referencia (Σi_{i+}), o bien, el total de la suma de los píxeles correspondientes a las categorías del mapa ($\Sigma+j$). También, este dato corresponde al número total de puntos o sitios (píxeles) muestreados.

Se construyeron dos matrices de confusión, una para cada año (1989 y 2009) y, a partir de los datos que comprenden a cada una de estas se determinaron los índices de confiabilidad (Stehman y Czaplewski, 1998) [Tabla 3]. Previo al cálculo de estos índices, fue necesario realizar un ajuste (corrección) a las matrices de confusión, dado que el método de muestreo utilizado en el presente estudio corresponde al aleatorio estratificado, es decir, el número de sitios de muestreo por categoría no es proporcional a la superficie de cada una de estas y los coeficientes obtenidos no deben interpretarse de esta manera (Mas *et al.*, 2003).

El ajuste, o bien, las correcciones necesarias a las cuales se sometieron las matrices de confusión se realizó a partir del método propuesto por Card (1982) que, de manera general, consistió en ponderar el número de sitios de verificación en relación a la superficie de cada categoría representada en el mapa. Esto fue posible mediante la construcción de matrices de confusión expresadas en proporción (Tabla 2). También, con este método se determinaron los intervalos de confianza

¹ La estratificación se realizó a partir de las categorías de análisis, esto con el propósito de distribuir el esfuerzo de muestreo y garantizar que no se sobre-muestreen las categorías con mayor superficie en relación a las de menor superficie (Card, 1982).

TABLA 2. Matriz de confusión expresada en proporción.

| Verdad terreno (Clases de referencia= i) | Verdad imagen (Categorías del mapa = j) | | | | |
|---|--|--------------|-----|--------------|-----------------------------|
| | j_1 | j_2 | ... | j_q | Total |
| i_1 | $P_{i_1j_1}$ | $P_{i_1j_2}$ | ... | $P_{i_1j_q}$ | P_{i_1+} |
| i_2 | $P_{i_2j_1}$ | $P_{i_2j_2}$ | ... | $P_{i_2j_q}$ | P_{i_2+} |
| ... | ... | ... | ... | ... | ... |
| i_q | $P_{i_qj_1}$ | $P_{i_qj_2}$ | ... | $P_{i_qj_q}$ | P_{i_q+} |
| Total | P_{+j_1} | P_{+j_2} | ... | P_{+j_q} | ΣP_{+j} P_{i+} |

Nota: a) P_{ij} = proporción de píxeles (superficie) correctamente clasificados de cada categoría o clase; b) P_{i+} = es la suma de las proporciones de los píxeles (superficie) correspondientes a la clase de referencia i_i ; c) P_{+j} = corresponde a la suma de las proporciones de los píxeles (superficie) de la categoría del mapa j_i y; d) ΣP_{+j} o P_{i+} = es el total de la suma de las proporciones de los píxeles de las clases de referencia (ΣP_{i+}), o bien, el total de la suma de las proporciones de los píxeles correspondientes a las categorías del mapa (ΣP_{+j}).

correspondientes a la confiabilidad global², confiabilidad del usuario y confiabilidad del productor.

Una vez realizadas las correcciones a dichas matrices se procedió a calcular la proporción y área de cada una de las categorías o clases de análisis. Esto a partir de lo establecido por Mas y Couturier (2011) “la superficie corregida de una categoría es igual a la proporción de esta categoría que está correctamente cartografiada a la cual se le agrega la proporción de las demás categorías que en realidad pertenece a la categoría considerada”.

Matriz de cambios: Período 1989-2009

El análisis temporal (20 años) de la dinámica de los cambios ocurridos en las coberturas vegetales y usos del suelo

2 El intervalo de confianza de la confiabilidad global se determinó con base en el tamaño de la muestra (200 sitios de verificación para el primer año y 250 para el segundo) y considerando una fiabilidad estimada de 80%.

TABLA 3. Ecuaciones para determinar los índices de confiabilidad.

| Indicador | Expresión matemática | Descripción |
|--|---|---|
| Confiabilidad global o exactitud general | $P_c = (\Sigma P_{ij} / \Sigma P_{+j} \text{ o } P_{i+}) * 100$ | Es la proporción de píxeles (superficie) correctamente clasificados en los mapas, producto de la interpretación de imágenes de satélite. El coeficiente derivado de su cálculo representa la probabilidad para cualquier sitio en el mapa de ser correctamente clasificado. |
| Medio – intervalo de confianza | $B = z_{\alpha/2} \sqrt{p(1-p) / n}$ | Corresponde al error de la estimación precisa de la fiabilidad del mapa. Donde: $z_{\alpha/2}$ es el valor que separa a un área de $\alpha/2$ en la cola del lado derecho de la distribución normal estándar (el valor de $z_{\alpha/2}$ en este estudio corresponde a 1.96); p es la fiabilidad esperada y; n corresponde al tamaño de la muestra. |
| Error de comisión | $E_c = (1 - (P_{ij} / P_{+j})) * 100$ | Indica la proporción de sitios de verificación cartografiada en una cierta clase j , pero que en realidad pertenecen a otra categoría. |
| Error de omisión | $(E_o) = (1 - (P_{ij} / P_{i+})) * 100$ | Representa la proporción de sitios de verificación correspondientes a una categoría j que fue cartografiada en otra. |
| Confiabilidad del usuario | $C_u = (P_{ij} / P_{+j}) * 100$ | Se interpreta como la probabilidad que un sitio clasificado como j y aleatoriamente seleccionado sea realmente j en el terreno. |
| Confiabilidad del productor | $C_p = (P_{ij} / P_{i+}) * 100$ | Es la proporción de sitios de verificación de la clase j que están representados en el mapa o en la base de datos como tal. |

Fuente: Elaboración propia con base en Aronoff (1982); Chuvieco (1996); Stehman y Czaplewski (1998); Mas et al. (2003); Mas y Couturier (2011).

de la PSEM, se llevó a cabo mediante la sobreposición de mapas temáticos (uso de suelo y vegetación) y la construcción de una tabla bidimensional (tabulación cruzada) o matriz de cambios. Esta última se elaboró en la herramienta Idrisi Selva, con base en los datos correspondientes a los mapas de uso de suelo y vegetación de la fecha 1 (1989) y fecha 2 (2009). Las columnas de la matriz representan la proporción (área) de las categorías de la fecha 1 (f_1), mientras que las filas contienen la proporción (superficie) de las categorías de la fecha 2 (f_2). La diagonal principal representa la persistencia (en formato de negritas) de cada una de las categorías, o bien, la proporción (área) de cada categoría que se conservó entre la f_1 y f_2 (Tabla 4).

Tasas de cambio: Período 1989-2009

Con base en los datos derivados de la matriz de cambios (superficie de cada categoría) fue posible obtener las tasas de cambio de cada cobertura y uso del suelo para el período de análisis: 1989-2009. También, se consideró la superficie corregida de cada una de las categorías de análisis, producto del ajuste de los errores de clasificación (aplicación del método de Card), para el cálculo de las mismas. Las tasas de cambio se determinaron a partir de la siguiente ecuación (FAO, 1996):

$$t = 1 - (S_2 / S_1)^{1/n}$$

Donde t corresponde a la tasa de cambio; S_1 es la superficie cubierta por un tipo dado de uso/cobertura del suelo en la fecha 1; S_2 es la superficie del mismo uso/cubertura del suelo en la fecha 2 y; n es el número de años transcurridos entre las dos fechas.

RESULTADOS

Mapas de cobertura vegetal y uso del suelo: 1989 y 2009

Se obtuvieron dos mapas de uso de suelo y vegetación de la PSEM de los años 1989 y 2009, producto de la aplicación de procesos relacionados con la corrección radiométrica, corrección atmosférica, interpretación de imágenes de satélite (Landsat TM) y el método supervisado máxima verosimilitud (Figs. 2a y 2b). La leyenda de estos mapas corresponde, para el primer año, cuatro categorías: Bosque (Bs), Cuerpos de agua (Ca), Agropecuario (Agp) y Asentamientos humanos (Ah) y; para el segundo, se anexó la categoría Agricultura tecnificada controlada (Atc) [cinco categorías].

TABLA 4. Matriz de cambios o tabulación cruzada.

| | | fecha 1 (f_1) | | | | |
|-------------------|-----------------------|--|--|--|--|--------------------------------|
| | | Categoría 1 (f_1) | Categoría 2 (f_1) | Categoría 3 (f_1) | Categoría n (f_1) | Total (f_2) |
| fecha 2 (f_2) | Categoría 1 (f_2) | Categoría 1 (f_1) Categoría 1 (f_2) | Categoría 2 (f_1) Categoría 1 (f_2) | Categoría 3 (f_1) Categoría 1 (f_2) | Categoría n (f_1) Categoría 1 (f_2) | Total Categoría 1(f_2) |
| | Categoría 2 (f_2) | Categoría 1 (f_1) Categoría 2 (f_2) | Categoría 2 (f_1) Categoría 2 (f_2) | Categoría 3 (f_1) Categoría 2 (f_2) | Categoría n (f_1) Categoría 2 (f_2) | Total Categoría 2(f_2) |
| | Categoría 3 (f_2) | Categoría 1 (f_1) Categoría 3 (f_2) | Categoría 2 (f_1) Categoría 3 (f_2) | Categoría 3 (f_1) Categoría 3 (f_2) | Categoría n (f_1) Categoría 3 (f_2) | Total Categoría 3(f_2) |
| | Categoría n (f_2) | Categoría 1 (f_1) Categoría n (f_2) | Categoría 2 (f_1) Categoría n (f_2) | Categoría 3 (f_1) Categoría n (f_2) | Categoría n (f_1) Categoría n (f_2) | Total Categoría n (f_2) |
| Total (f_1) | | Total Categoría 1(f_1) | Total Categoría 2 (f_1) | Total Categoría 3 (f_1) | Total Categoría n (f_1) | Suma de los totales |

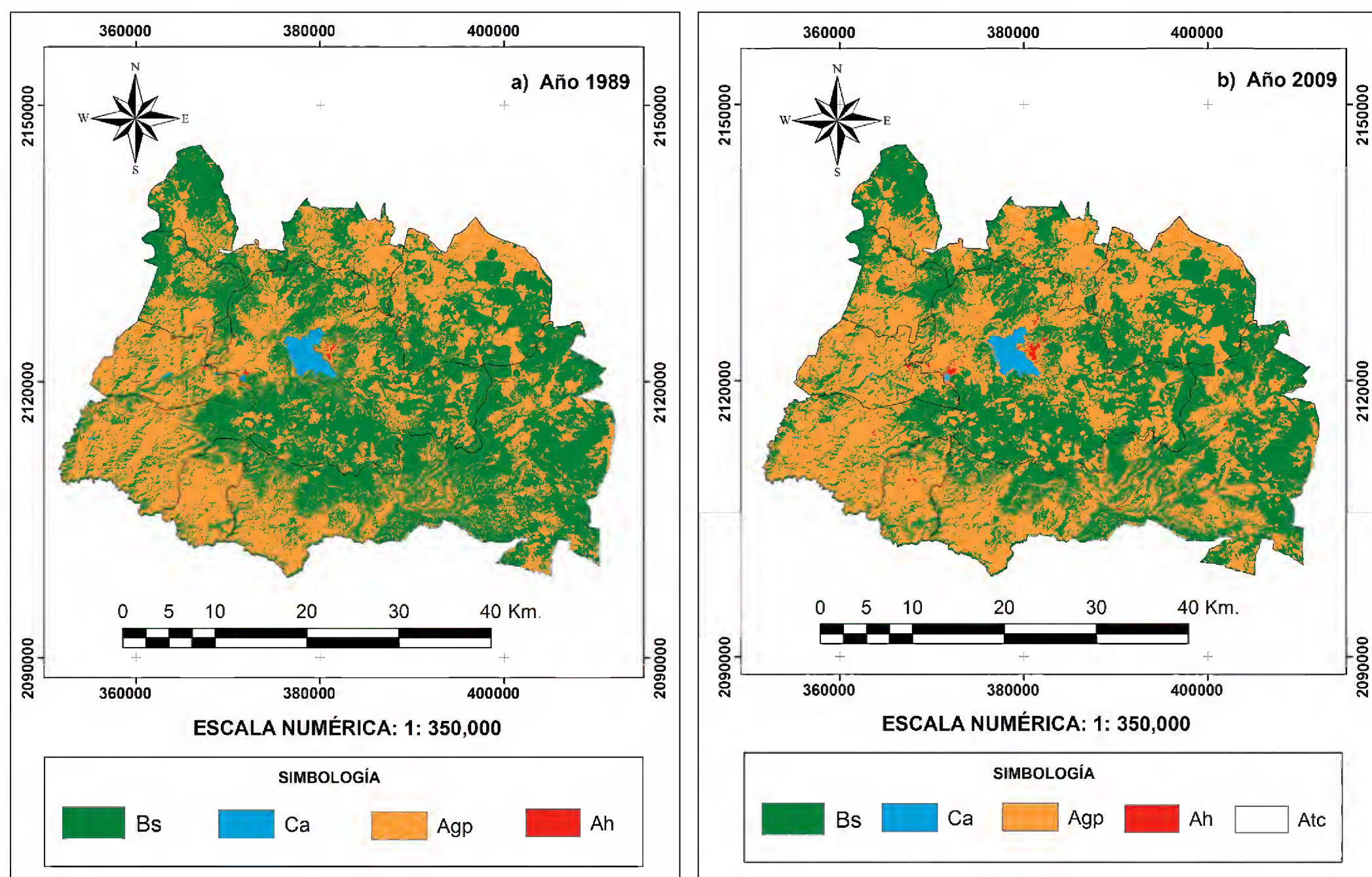


FIGURA 2. Mapas de uso de suelo y vegetación de la Porción Surponiente del Estado de México.

Fuente: Elaboración propia con base en Inegi (2009).

Validación cartográfica

Los mapas de las figuras 2a y 2b fueron validados satisfactoriamente mediante puntos de verificación recopilados durante los recorridos de campo *in situ*. En las Tablas 5a y 5b se muestran las matrices de confusión derivadas de la confrontación entre los puntos de muestreo (clases de referencia) y las categorías del mapa, estas últimas, producto de la clasificación de los píxeles que comprenden a las imágenes Landsat TM de los años 1989 y 2009. En términos generales, para el mapa del año 1989, del total de 200 puntos de verificación, 169 coincidieron con las categorías de la leyenda del mapa clasificado y 31 pertenecen a una categoría diferente respecto de los píxeles clasificados (Tabla 5a). Para el mapa del año 2009, del total de 250 puntos de muestreo, 237 coincidieron con las categorías de la

leyenda del mapa clasificado y 13 corresponden a una categoría distinta (Tabla 5b).

En las tablas 6a y 6b se observan los mismos elementos descritos de las tablas anteriores (5a y 5b), es decir, la comparación entre los datos del mapa clasificado y la información recopilada en campo (clases de referencia), solo que los valores se encuentran expresados en proporción del número total de puntos de verificación: 200 para el primer año y 250 para el segundo.

Los valores de las tablas 7a y 7b son resultado de la aplicación del método de Card (1982), o sea, los coeficientes que comprenden a estas son producto del ajuste o correcciones a los cuales se sometieron los datos que caracterizan a las tablas 6a y 6b. La suma de las columnas de las matrices corregidas es igual a la proporción de la categoría representada en el mapa.

TABLA 5. Matrices de confusión: a) Año 1989 y b) Año 2009.

| a) Año 1989 | | Verdad imagen / Categorías del mapa | | | | | |
|---------------------------------------|-------------------------|-------------------------------------|-----------------|--------------|-----------------------|-------------------------|----------------------|
| | | Bosque | Cuerpos de agua | Agropecuario | Asentamientos humanos | Total Verdad Terreno | |
| Verdad terreno / Clases de referencia | Bosque | 40 | 0 | 10 | 0 | 50 | |
| | Cuerpos de agua | 0 | 45 | 5 | 0 | 50 | |
| | Agropecuario | 3 | 0 | 47 | 0 | 50 | |
| | Asentamientos humanos | 0 | 0 | 13 | 37 | 50 | |
| Total Verdad Imagen | | 43 | 45 | 75 | 37 | 200 | |
| b) Año 2009 | | Verdad imagen / Categorías del mapa | | | | | |
| | | Bosque | Cuerpos de agua | Agropecuario | Asentamientos humanos | Agricultura tecnificada | Total Verdad Terreno |
| Verdad Terreno / Clases de referencia | Bosque | 50 | 0 | 0 | 0 | 0 | 50 |
| | Cuerpos de agua | 0 | 50 | 0 | 0 | 0 | 50 |
| | Agropecuario | 0 | 0 | 50 | 0 | 0 | 50 |
| | Asentamientos humanos | 0 | 0 | 0 | 50 | 0 | 50 |
| | Agricultura tecnificada | 0 | 0 | 13 | 0 | 37 | 50 |
| Total Verdad Imagen | | 50 | 50 | 63 | 50 | 37 | 250 |

Los datos de la tabla 8a muestran los coeficientes correspondientes a los índices de confiabilidad e intervalos de confianza de los mapas clasificados (año 1989 y año 2009), principalmente, los relacionados con: 1) la confiabilidad global; 2) el intervalo de confianza de la fiabilidad estimada; 3) la confiabilidad del usuario; 4) el error de comisión; 5) el intervalo de confianza de la confiabilidad del usuario; 6) la confiabilidad del productor; 7) el error de omisión y; 8) el intervalo de confianza de la confiabilidad del productor. Los últimos seis se observan a nivel categoría. Por su parte, la tabla 8b exhibe los mismos elementos descritos en la tabla anterior (Tabla 8a), solo que los coeficientes incluidos en esta se obtuvieron a partir de los valores que comprenden a las matrices de confusión corregidas por el método de Card (Tablas 7a y 7b).

Ajuste de las superficies derivadas de los mapas clasificados

En la tabla 9a se observa que, de 57% (102 031 ha) de la superficie de bosque que se encuentra representada en el mapa del año 1989, 93% (94 889 ha) corresponde efectivamente a esta categoría y 7% (7142 ha) restante pertenece, en realidad, a la categoría agropecuario. Por otro lado, 13.3% (9965 ha) de la superficie cartografiada como agropecuario corresponde realmente a la categoría bosque. Por tanto, la proporción corregida del bosque en el área de estudio es producto de la suma correspondiente a 93% de la proporción del bosque, a la cual, se le adiciona 13.3% de la proporción cartografiada como agropecuario ($0.93 \times 0.57 + 0.133 \times 0.42$), obteniendo como resultado 58.6% (104 752 ha).

TABLA 6. Matrices de confusión expresada en proporción: a) Año 1989 y b) Año 2009.

| a) Año 1989 | | Verdad imagen / Categorías del mapa | | | | | |
|---------------------------------------|-------------------------|-------------------------------------|-----------------|--------------|-----------------------|-------------------------|----------------------|
| | | Bosque | Cuerpos de agua | Agropecuario | Asentamientos humanos | Total Verdad Terreno | |
| Verdad terreno / Clases de referencia | Bosque | 0.20 | 0 | 0.05 | 0 | 0.25 | |
| | Cuerpos de agua | 0 | 0.225 | 0.025 | 0 | 0.25 | |
| | Agropecuario | 0.015 | 0 | 0.235 | 0 | 0.25 | |
| | Asentamientos humanos | 0 | 0 | 0.065 | 0.185 | 0.25 | |
| Total Verdad Imagen | | 0.215 | 0.225 | 0.375 | 0.185 | 1.00 | |
| Proporción representada en el mapa | | 0.57 | 0.009 | 0.42 | 0.0009 | 1.00 | |
| b) Año 2009 | | Verdad imagen / Categorías del mapa | | | | | |
| | | Bosque | Cuerpos de agua | Agropecuario | Asentamientos humanos | Agricultura tecnificada | Total Verdad Terreno |
| Verdad terreno / Clases de referencia | Bosque | 0.20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.20 |
| | Cuerpos de agua | 0 | 0.20 | 0 | 0 | 0 | 0.20 |
| | Agropecuario | 0 | 0 | 0.20 | 0 | 0 | 0.20 |
| | Asentamientos humanos | 0 | 0 | 0 | 0.20 | 0 | 0.20 |
| | Agricultura tecnificada | 0 | 0 | 0.052 | 0 | 0.148 | 0.20 |
| Total Verdad Imagen | | 0.20 | 0.20 | 0.252 | 0.20 | 0.148 | 1.00 |
| Proporción representada en el mapa | | 0.51 | 0.01 | 0.47 | 0.003 | 0.0001 | 1.00 |

Esto se debe al error de omisión ocurrido en la categoría bosque, por tanto, la superficie que comprende a esta se encuentra sub-representada en el mapa con 57%, cuando en realidad ocupa 58.6% del área de estudio (Tabla 10a).

Las categorías cuerpos de agua y asentamientos humanos, también se encuentran subrepresentadas en el mapa del año 1989, con 0.9% (1643 ha) y 0.1% (162 ha), respectivamente. La proporción correcta que corresponde a estas categorías es 3.7% (6614 ha) para cuerpos de agua y 7.4% (13 228 ha) para asentamientos humanos. Por su parte, la clase agropecuario se halla sobrerrepresentada (producto de los errores de comisión en esta categoría) con

42% (74 922 ha), siendo que realmente le corresponde 30.3% de proporción (Tabla 10a).

En la tabla 9b se observa que, tanto la proporción del bosque como la de cuerpos de agua, no se sometieron a correcciones, producto de la ausencia de errores de omisión y comisión. Sin embargo, es de resaltar que, la categoría agropecuario está sobrerrepresentada en el mapa del año 2009, con 47% (84 616 ha) de proporción, cuando en realidad le corresponde 37% (66 140 ha). Por su parte, las categorías asentamientos humanos y agricultura tecnificada controlada se encuentran subrepresentadas, con 0.3% (578 ha) y 0.01% (24 ha) de proporción, respectivamente. La proporción correcta que corresponde a estas

TABLA 7. Matrices de confusión expresadas en proporción y corregidas por el método de Card (1982): a) Año 1989 y b) Año 2009.

| a) Año 1989 | | Verdad imagen / categorías del mapa | | | | | |
|---------------------------------------|-------------------------|-------------------------------------|-----------------|--------------|-----------------------|-------------------------|----------------------|
| | | Bosque | Cuerpos de agua | Agropecuario | Asentamientos humanos | Total Verdad Terreno | |
| Verdad terreno / Clases de referencia | Bosque | 0.53 | 0 | 0.056 | 0 | 0.586 | |
| | Cuerpos de agua | 0 | 0.009 | 0.028 | 0 | 0.037 | |
| | Agropecuario | 0.04 | 0 | 0.263 | 0 | 0.303 | |
| | Asentamientos humanos | 0 | 0 | 0.073 | 0.0009 | 0.0739 | |
| Total Verdad Imagen | | 0.57 | 0.009 | 0.42 | 0.0009 | | |
| Proporción representada en el mapa | | 0.57 | 0.009 | 0.42 | 0.0009 | | |
| b) Año 2009 | | Verdad imagen / categorías del mapa | | | | | |
| | | Bosque | Cuerpos de agua | Agropecuario | Asentamientos humanos | Agricultura tecnificada | Total Verdad Terreno |
| Verdad terreno / Clases de referencia | Bosque | 0.51 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.51 |
| | Cuerpos de agua | 0 | 0.01 | 0 | 0 | 0 | 0.01 |
| | Agropecuario | 0 | 0 | 0.373 | 0 | 0 | 0.373 |
| | Asentamientos humanos | 0 | 0 | 0 | 0.003 | 0 | 0.003 |
| | Agricultura tecnificada | 0 | 0 | 0.097 | 0 | 0.0001 | 0.0971 |
| Total Verdad Imagen | | 0.51 | 0.01 | 0.47 | 0.003 | 0.0001 | |
| Proporción representada en el mapa | | 0.51 | 0.01 | 0.47 | 0.003 | 0.0001 | |

categorías es 1% (1788 ha) para asentamientos humanos y 10% (17 876 ha) para agricultura tecnificada controlada (Tabla 10b).

Dinámica y procesos de cambio en la PSEM:
1989 - 2009

La tabla 11 corresponde a la matriz de cambios de la PSEM del período que comprende los años 1989 y 2009. En esta tabla se muestra la superficie de cada categoría (en hectáreas) y para cada año, así como los cambios, en términos del incremento, disminución o permanencia del área de cada cobertura y uso del suelo que caracterizan a este territorio. En términos absolutos, en el año 1989 el bosque

tenía una superficie de 102 031 ha, para el año 2009 se conservaron (permanecieron) solamente 82 769 ha, resultado de un proceso de deforestación. Por tanto, se eliminaron 19 262 ha de bosque, las cuales fueron ocupadas por otras categorías: cuerpos de agua (105 ha), agropecuario (19 113 ha), asentamientos humanos (39 ha) y agricultura tecnificada controlada (5 ha).

El bosque, también experimentó un proceso de revegetación, acción que coadyuvó al incremento de la superficie conservada, es decir, a 82 769 ha de bosque que pertenecían al área conservada (permanencia), se adicionaron 9018 ha de superficie recuperada, de las cuales 5.8 ha pertenecían a cuerpos de agua, 9012 ha a agropecuario

TABLA 8. Coeficientes de los índices de confiabilidad e intervalos de confianza.

| | | Categorías o clases | | | | | Confiabilidad global (%) | Intervalo de confianza de la confiabilidad global (%) |
|--|----------|--|---------------------|------------------|---------------------------|--|--------------------------|---|
| | | Bosque (%) | Cuerpos de agua (%) | Agropecuario (%) | Asentamientos humanos (%) | Agricultura tecnificada controlada (%) | | |
| a) Matrices de confusión | Año 1989 | Confiabilidad del usuario | 93.02 | 100 | 62.67 | 100 | | |
| | | Error de comisión | 6.98 | 0 | 37.33 | 0 | | |
| | | Intervalo de confianza de la confiabilidad del usuario | 17.52 | 0 | 21.23 | 0 | | |
| | | Confiabilidad del productor | 80.0 | 90.0 | 94.0 | 74.0 | | |
| | | Error de omisión | 20.0 | 10.0 | 6.0 | 26.0 | | |
| | | Intervalo de confianza de la confiabilidad del productor | 0.020 | 0.020 | 0.013 | 0.175 | 84.50 | 5.54 |
| | Año 2009 | Confiabilidad del usuario | 100.0 | 100.0 | 79.37 | 100.0 | 100.0 | |
| | | Error de comisión | 0 | 0 | 20.63 | 0 | 0 | |
| | | Intervalo de confianza de la confiabilidad del usuario | 0 | 0 | 19.99 | 0 | 0 | |
| | | Confiabilidad del productor | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 74.0 | |
| | | Error de omisión | 0 | 0 | 0 | 0 | 26.0 | |
| | | Intervalo de confianza de la confiabilidad del productor | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.301 | 94.80 4.96 |
| b) Matrices de confusión corregidas por el método de card (1982) | Año 1989 | Confiabilidad del usuario | 92.98 | 100.0 | 62.62 | 100.0 | | |
| | | Error de comisión | 7.02 | 0 | 37.38 | 0 | | |
| | | Intervalo de confianza de la confiabilidad del usuario | 7.08 | 0 | 13.41 | 0 | | |
| | | Confiabilidad del productor | 90.44 | 24.32 | 86.80 | 1.22 | | |
| | | Error de omisión | 9.56 | 75.68 | 13.20 | 98.78 | | |
| | | Intervalo de confianza de la confiabilidad del productor | 0.051 | 0.0001 | 0.019 | 0.00003 | 80.29 | 6.93 |
| | Año 2009 | Confiabilidad del usuario | 100.0 | 100.0 | 79.36 | 100.0 | 100.0 | |
| | | Error de comisión | 0 | 0 | 20.64 | 0 | 0 | |
| | | Intervalo de confianza de la confiabilidad del usuario | 0 | 0 | 11.22 | 0 | 0 | |
| | | Confiabilidad del productor | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 0.10 | |
| | | Error de omisión | 0 | 0 | 0 | 0 | 99.90 | |
| | | Intervalo de confianza de la confiabilidad del productor | 0 | 0 | 0 | 0 | 0.000005 | 89.61 5.27 |

TABLA 9. Probabilidades de asignación de las categorías mapeadas.

| a) Año 1989 | | Probabilidades | | | | | |
|---|------------------------------------|----------------|-----------------|--------------|-----------------------|------------------------------------|-----------------|
| | | Bosque | Cuerpos de agua | Agropecuario | Asentamientos humanos | Superficie (ha) | |
| Sitios de muestreo/ Clases de referencia | Bosque | 0.93 | 0 | 0.133 | 0 | 102 031 | |
| | Cuerpos de agua | 0 | 1.00 | 0.066 | 0 | 1643 | |
| | Agropecuario | 0.07 | 0 | 0.626 | 0 | 74 922 | |
| | Asentamientos humanos | 0 | 0 | 0.174 | 1.00 | 162 | |
| | Proporción en el mapa | 0.57 | 0.009 | 0.42 | 0.001 | 178 758 | |
| b) Año 2009 | | Probabilidades | | | | | |
| | | Bosque | Cuerpos de agua | Agropecuario | Asentamientos humanos | Agricultura tecnificada controlada | Superficie (ha) |
| Sitios de muestreo/ Clases de referencia | Bosque | 1.00 | 0 | 0 | 0 | 0 | 91 787 |
| | Cuerpos de agua | 0 | 1.00 | 0 | 0 | 0 | 1753 |
| | Agropecuario | 0 | 0 | 0.794 | 0 | 0 | 84 616 |
| | Asentamientos humanos | 0 | 0 | 0 | 1.00 | 0 | 578 |
| | Agricultura tecnificada controlada | 0 | 0 | 0.206 | 0 | 1.00 | 24 |
| Proporción en el mapa | | 0.51 | 0.01 | 0.47 | 0.003 | 0.0001 | 178 758 |

y 0.2 ha a asentamientos humanos, obteniendo 91 787 ha de superficie total para el año 2009. A pesar de que la categoría bosque experimentó un proceso de recuperación o revegetación, el área correspondiente a la deforestación es mucho mayor, por lo que, es conveniente mencionar que esta categoría experimentó, de manera general, un proceso de deforestación.

Por su parte, las categorías cuerpos de agua, agropecuario y asentamientos humanos, registraron un notable incremento en su superficie, a pesar de la presencia de procesos vinculados con el ascenso y descenso en la cobertura que comprende a cada una de estas. Este incremento puede atribuirse a actividades relacionadas con la apertura de nuevos reservorios de agua (cuerpos de agua artificiales:

bordos y presas) y procesos asociados con la urbanización, la revegetación y expansión de la frontera agropecuaria.

A partir de la superficie de cada categoría registrada en la matriz de cambios, así como la correspondiente al área corregida por el método de Card (Tabla 10), se calcularon las tasas de cambio para cada cobertura y uso del suelo en el período de estudio (20 años). Con base en las primeras superficies (matriz de cambios), resalta, principalmente, la tasa anual de pérdida en la categoría bosque (-0.56%), así como las tasas anuales de incremento en las categorías: cuerpos de agua (0.31%), agropecuario (0.57%) y asentamientos humanos (3.60%). Respecto de la superficie corregida, resaltan las tasas anuales de pérdida de las categorías: bosque (-0.75%), cuerpos de agua

TABLA 10. Coeficientes de la proporción y superficie de las categorías resultado del ajuste de los errores de clasificación.

| Categorías | a) Año 1989 | | b) Año 2009 | |
|------------------------------------|----------------------|---------------------------|----------------------|---------------------------|
| | Proporción corregida | Superficie corregida (ha) | Proporción corregida | Superficie corregida (ha) |
| Bosque | 0.586 | 104 752.2 | 0.51 | 91 166.6 |
| Cuerpos de agua | 0.037 | 6614.0 | 0.01 | 1787.6 |
| Agropecuario | 0.303 | 54 163.7 | 0.37 | 66 140.5 |
| Asentamientos humanos | 0.074 | 13 228.1 | 0.01 | 1787.6 |
| Agricultura tecnificada controlada | | | 0.1 | 17 875.8 |
| Total | 1.00 | 178 758 | 1.00 | 178 758 |

TABLA 11. Matriz de cambios de la Porción Surponiente del Estado de México. Período: 1989-2009.

| | | Fecha 1 (1989) | | | | |
|----------------|------------------------------------|----------------|-----------------|--------------|-----------------------|----------------|
| | | Bosque | Cuerpos de agua | Agropecuario | Asentamientos humanos | Total año 2009 |
| Fecha 2 (2009) | Bosque | 82 769.40 | 5.76 | 9011.43 | 0.18 | 91 786.77 |
| | Cuerpos de agua | 105.48 | 1613.07 | 34.65 | 0.00 | 1753.20 |
| | Agropecuario | 19 113.12 | 24.21 | 65 468.07 | 10.71 | 84 616.11 |
| | Asentamientos humanos | 38.70 | 0.00 | 388.98 | 150.66 | 578.34 |
| | Agricultura tecnificada controlada | 4.68 | 0.00 | 19.26 | 0.00 | 23.94 |
| | Total año 1989 | 102 031.38 | 1643.04 | 74 922.39 | 161.55 | 178 758.36 |

(-13.50%) y asentamientos humanos (-32%). Por su parte, la clase agropecuario fue la única categoría que registró una tasa anual de incremento, con 0.91% (Fig. 3).

DISCUSIÓN

Evaluación de la confiabilidad temática

Los resultados derivados del proceso de evaluación de la confiabilidad temática muestran que, los mapas de uso de suelo y vegetación de los años 1989 y 2009 de la PSEM exceden el porcentaje mínimo permisible de validación cartográfica que corresponde a 80% (Mas *et al.*, 2003;

Lesschen *et al.*, 2005; Franco *et al.*, 2006a). Además, es conveniente mencionar que estos mapas fueron validados satisfactoriamente, producto de la aplicación del método de muestreo aleatorio estratificado (Stehman, 2000; Mas *et al.*, 2003; Mas y Couturier, 2011) y mediante las actividades de recopilación y ubicación espacial de los sitios de verificación (tamaño de la muestra) realizadas en campo (Valdez *et al.*, 2011).

Las ventajas, en cuanto a la aplicación del método de muestreo utilizado en el presente estudio se sustentan en los siguientes aspectos. La estratificación, en una primera instancia, permitió distribuir el esfuerzo de muestreo con

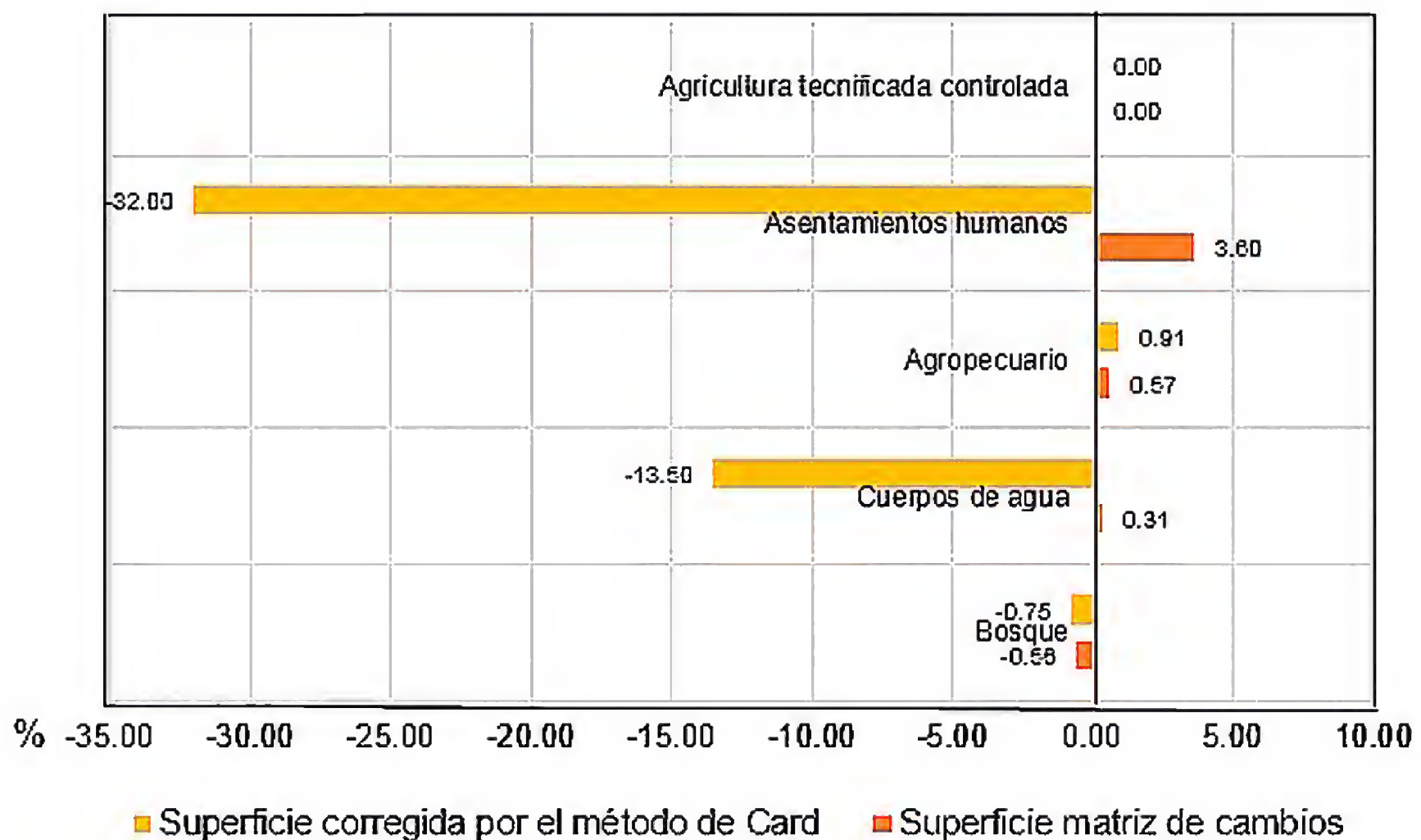


FIGURA 3. Tasa anual de cambios en las coberturas y usos del suelo de la Porción Surponiente del Estado de México. Período: 1989-2009.

base en las categorías de análisis y considerando las áreas geográficas de menor accesibilidad (zonas con probabilidades de muestreo más bajas); segundo, garantizó y, al mismo tiempo, evitó que las categorías que se hallan representadas en los mapas clasificados, especialmente, las de mayor superficie, no se sobremuestrearan en relación a las de menor extensión (Card, 1982) y; tercero, el considerar los dos puntos anteriores y, desde luego, un tamaño de muestra aceptable (Congalton, 1988; Congalton, 1991), coadyuvó a optimizar el tiempo destinado para los recorridos de campo *in situ* y, desde luego, a minimizar los costos requeridos durante esta actividad de carácter geográfico.

Por otra parte, al realizar el análisis comparativo de los coeficientes asociados con los índices de fiabilidad, así como los relacionados con los intervalos de confianza de la tabla 8, se observa que existen variaciones notables. A manera de ejemplo, los valores de confiabilidad global de la tabla 8a (matrices de confusión), son mayores en comparación a los obtenidos en la tabla 8b (matrices de confu-

sión corregidas por el método de Card). Por el contrario y, es obvio, los coeficientes correspondientes a los intervalos de confianza de la confiabilidad global de las primeras matrices, son menores en relación a los que se hallan en la segundas matrices. Este comportamiento se atribuye a que, en el primer caso, el cálculo de los índices de fiabilidad e intervalos de confianza se realizó sin considerar el tipo de muestreo (Mas y Couturier, 2011) utilizado en el presente estudio. Es hasta el segundo caso, cuando el cálculo de estos indicadores se llevó a cabo a partir del ajuste o correcciones a las cuales se sometieron las primeras matrices, producto de la aplicación del método aleatorio estratificado.

Corrección de las superficies derivadas de los mapas clasificados

Los resultados obtenidos del ajuste de las superficies de cada categoría representada en los mapas de uso de suelo y vegetación de la PSEM (años 1989 y 2009) muestran que, debido a los errores de omisión registrados en las catego-



rías bosque, cuerpos de agua y asentamientos humanos en el mapa del año 1989, la superficie de estas categorías se encuentra subestimada. Por el contrario, el área de la clase agropecuario está sobreestimada, producto de los errores de comisión en esta categoría (Mas y Couturier, 2011). Para el año 2009, se observa que esta misma categoría se encuentra sobreestimada y, en contraparte, las clases asentamientos humanos y agricultura tecnificada controlada están subestimadas.

El proceso de ajuste o corrección aplicado a las superficies derivadas de los mapas clasificados, fue de suma importancia para el cálculo de las tasas anuales de cambio de cada categoría. Esto conllevó a realizar interpretaciones con mayor certeza y validez estadística, respecto de la dinámica y los procesos de cambio que experimentaron las coberturas y usos del suelo de la PSEM en el período de análisis (1989 – 2009).

Dinámica y procesos de cambio en la PSEM: 1989 - 2009

Los cambios ocurridos en los distintos paisajes naturales y socioculturales que comprenden a la PSEM están relacionados, principalmente, con la disminución y pérdida de los ecosistemas terrestres de bosque. Los resultados presentados muestran que efectivamente este territorio ha experimentado un proceso de deforestación en un período de 20 años. Resalta la tasa de decremento de la categoría bosque, tanto la obtenida a partir de la superficie incluida en la matriz de cambios (-0.56%), así como la derivada de la superficie corregida de esta categoría (-0.75%). Otro resultado relevante, es el incremento de la tasa anual de la categoría agropecuario, que corresponde a 0.57% y 0.91%, respectivamente. Este comportamiento puede atribuirse al crecimiento o expansión de la frontera agrícola y al establecimiento de nuevos espacios destinados a la práctica de actividades relacionadas con el sector pecuario, en terrenos con vocación forestal.

Con base en los resultados de la matriz de cambios se puede afirmar que, la superficie correspondiente a la categoría agropecuario se incrementó a expensas del área que comprendía a los bosques de la PSEM. Este análisis se sus-

tenta en la aplicación de la observación directa, es decir, durante los recorridos de campo *in situ* se observó que la superficie cubierta por los bosques que caracterizan a este territorio, disminuyó por la práctica de actividades relacionadas, principalmente, con la tala clandestina, incendios forestales, la roza, tumba y quema y la apertura de nuevos espacios agrícolas y ganaderos en sistemas de lomeríos, con pendientes mayores a 45 grados. Estas dos últimas actividades son evidentes en Oztoloapan, Zacazonapan, Santo Tomás de los Plátanos e Ixtapan del Oro (municipios que integran la PSEM).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en el presente estudio son similares a los reportados en otras investigaciones relacionadas con la temática y, sobre todo, elaboradas en el territorio que comprende el Estado de México. Pineda *et al.* (2009) determinaron que, en el período que comprendió los años 1993 y 2002, las zonas agrícolas del territorio mexiquense incrementaron su superficie, sobre todo, la agricultura de temporal, mientras que las áreas cubiertas por los distintos bosques que caracterizan a este espacio geográfico decrecieron. Pineda (2010) resalta que, el crecimiento de las áreas de pastizal en el territorio del Estado de México se produjo a costa de los bosques primarios y secundarios y la selva primaria y secundaria. Por su parte, Juan (2013) elaboró un trabajo en una región del altiplano mexicano, el resultado más significativo de este estudio corresponde a la pérdida de la cobertura forestal, en un período de 25 años.

Otro resultado importante, según los coeficientes obtenidos en relación a las tasas anuales de cambio derivadas de las superficies corregidas de cada categoría, fue la disminución acelerada de la categoría asentamientos humanos, registrando una tasa anual de cambio de -32%. Este dato ocasiona cierta incertidumbre, o bien, incongruencia respecto de los datos reportados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (Inegi, 1990 y 2010), donde la tasa de crecimiento promedio anual de la población que habita el territorio de la PSEM corresponde a 2.33% en un período de 20 años. Por el contrario, la tasa

anual de cambio de esta misma categoría (asentamientos humanos), pero derivada de las superficies que corresponden a esta (años 1989 y 2009) y que se hallan incluidas en la matriz de cambios, muestra un incremento de 3.60% (valor casi equiparable a lo registrado por la institución referida).

Por su parte, la categoría cuerpos de agua, también registró variaciones respecto de la tasa anual de cambio. Cero punto treinta y uno por ciento corresponde a la tasa derivada de las superficies de esta categoría (años 1989 y 2009) que se encuentran inmersas en la matriz de cambios, y -13.50% corresponde a la tasa obtenida a partir de las superficies corregidas. Con base en el trabajo de campo, principalmente, a través de los recorridos *in situ* y la aplicación de la observación directa, se puede deducir que la superficie que comprende a esta categoría ha disminuido considerablemente, a pesar de la construcción y existencia de nuevos cuerpos de agua artificiales, como la presa Corral de Piedra, ubicada en el municipio de Amalco de Becerra y los bordos de agua (en los municipios de Donato Guerra, Valle de Bravo y Zacazonapan) que sirven de abastecimiento para las actividades relacionadas con la agricultura de riego, principalmente.

El decremento de la superficie de la categoría cuerpos de agua es notorio. Resaltan, sobre todo, el caso de la Presa Santa Bárbara, ubicada en el municipio de Santo Tomás de los Plátanos y el cuerpo de agua Los Pinzones, este último localizado en el municipio de Otzoloapan. Por su parte, en la Presa Ixtapantongo, que forma parte de los municipios de Valle de Bravo y Santo Tomás de los Plátanos, se observó un proceso acelerado de eutrofización que, con frecuencia, ocasiona la proliferación en abundancia de algas verdes. En la práctica, es decir, durante el proceso de clasificación de la imagen de satélite del año 2009 (aplicación del algoritmo máxima verosimilitud), la superficie que correspondía a este cuerpo de agua fue clasificada como parte del área que comprende a la categoría agropecuario (producto de los valores de reflectancia), situación que ocasionó, por una parte, la disminución de la superficie de la primera categoría y, por la otra, el aumento del área de la segunda categoría.

REFERENCIAS

- Antonio, X., E. Treviño, J. Jiménez, H. Villalón y J. Návar. 2006. Cambios en la vegetación en la Subcuenca del Río Pilon, Nuevo León, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 12(1):5-11.
- Buendía, E., S. Terrazas, E. Vargas. 2002. Aplicación de imágenes de satélite en la cartografía de uso de suelo y vegetación en una región del Oriente del Valle de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 8(1):13-19.
- Burrough, P. 1994. Accuracy ad error GIS. In: D. Green y D. Rix, eds. The AGI sourcebook for geographic information systems 1995. AGI. Londres. p:87-91.
- Camacho, J., J. Juan, R. Franco, N. Pineda, J. Campos, X. Antonio y M. Balderas. 2011. Procesos y cambios de ocupación del suelo en un espacio geográfico de México. 1976 y 1993. *Mapping Centroamérica y El Caribe* (2):61-67.
- Card, H. 1982. Using known map category marginal frequencies to improve estimates of thematic map accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 48(3):431-439.
- Challenger, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México. Pasado, presente y futuro. Conabio. Instituto de Biología-UNAM, Agrupación Sierra Madre, S.C. 847 p.
- Champo, O., L. Valderrama y M. España. 2012. Pérdida de cobertura forestal en la Reserva de la Biósfera Mariposa Monarca, Michoacán, México (2006-2010). *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 18(2):143-157.
- Chapa-Bezanilla, D., J. Sosa y A. de Alba. 2008. Estudio multitemporal de fragmentación de los bosques en la Sierra Fría, Aguascalientes, México. *Madera y Bosques* 14(1):37-51.
- Congalton, R. 1988. A comparison of sampling scheme use in generating error matrices for assessing the accuracy of maps generated from remotely sensed data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54(5):593-600.
- Congalton, R. 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of the Environment* 37:35-46.



- Cortina, V., P. Macario y Y. Ogneva-Himmelberger. 1998. Cambios en el uso del suelo y deforestación en el sur de los estados de Campeche y Quintana Roo, México. *Investigaciones geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (38):41-56.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 1996. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. FAO. Roma.
- Flores Villela, O. y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Franco, S., H. Regil y J. Ordóñez. 2006a. Dinámica de perturbación-recuperación de las zonas forestales en el Parque Nacional Nevado de Toluca. *Madera y Bosques* 12(1):17-28.
- Franco, S., H. Regil, C. González y G. Nava. 2006b. Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (61):38-57.
- Franco, S., H. Regil, C. González y G. Nava. 2006c. Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el período 1972-2000 (parte b). *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (61):38-57.
- García, T. y J. Mas. 2008. Comparación de metodologías para el mapeo de la cobertura y uso del suelo en el Sureste de México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (67):7:19.
- García, J., J. Gutiérrez, J. Juan y M. Balderas. 2012. Procesos de cambio en el uso del suelo de una microcuenca en el altiplano mexicano. El caso del río San José en el Estado de México. *Papeles de Geografía* (55-56):63-73.
- Goodchild, M., S. Gouquing y Y. Shiren. 1992. Development and test of an error model for categorical data. *International Journal of Geographical Information Systems* 6:87-104.
- Halffter, G. 1978. Un patrón de dispersión en la Zona de Transición Mexica: el mesoamericano de montaña. *Folia Entomológica Mexicana* 39-40:219-222.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. México.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Censo de Población y Vivienda México, 2010.
- Jensen, J. 1996. Introductory Digital Image Processing: A Remote Sensing Perspective. 2a. ed. Prentice-Hall. Upper Saddle River. NJ.
- Juan, J., J. Gutiérrez-Cedillo, X. Némiga, M. Balderas-Plata y J. Ramírez-Dávila. 2010. Multifuncionalidad y manejo campesino del chapulixtle (*Dodonaea viscosa*) en una región cálida del Estado de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo* 7 (1):17-33.
- Juan, J. 2013. Análisis del cambio de uso del suelo en una región del altiplano mexicano. Retos e impactos: 1986-2011. *Oidles* 7 (13). Disponible en <http://www.eumed.net/rev/oidles/13/cambio-uso-suelo.html>.
- Lambin, E.F., B.L. Turner, H.J. Geist, S.B. Agbola, A. Angelsen, J.W. Bruce, O.T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P.S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E.F. Moran, M. Mortimore, P.S. Ramakrishnan, J.F. Richards, H. Skanes, W. Steffen, G.D. Stone, U. Svedin, T.A. Veldkamp, C. Vogel y, J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11(4): 261-269.
- Lesschen, J., P. Verburg y S. Staal. 2005. Statistical methods for analysing the spatial dimension of change: Land use and farming systems. Lucc Report Series No. 7. Land-Use and Land-Cover Change (LUCC) Project. Netherlands: The International Livestock Research Institute, Nairobi, Kenya & Wageningen University.
- Lira, J. 2010. Tratamiento digital de imágenes multispectrales. 2ª ed. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 584 p.
- Luneta, R., R. Congalton, L. Fenstermaker, J. Jensen, K. McGw y L. Tinney. 1991. Remote sensing and geographic information systems data integration: error sources and research issues. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 57 (6):677-687.
- Mas, J., J. Reyes y A. Pérez. 2003. Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una

- revisión. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (51):53-72.
- Mas, J. y S. Couturier. 2011. Evaluación de bases de datos cartográficas. In: F. Bautista, ed. *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. CIGA, IG. México, D.F. p:675-703.
- Maussel, P., J. Kramber y J. Lee. 1990. Optimum band selection for supervised classification of multispectral data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56 (1):55-60.
- Millington, A. y R. Alexander. 2000. Vegetation mapping in the last three decades of the twentieth century. In: A. Millington y R. Alexander, eds. *Vegetation mapping*. John Wiley y Sons, Chochester, Inglaterra. p:321-331.
- Myers, N. 1998. Global biodiversity priorities and expanded conservation policies. In: G.M. Mace, A. Balmford y B.R. Ginsberg, eds. *Conservation in a changing world*. Cambridge University Press. p:273-285.
- Nájera, O., J. Bojórquez, J. Cifuentes y S. Marceleno. 2010. Cambio de cobertura y uso del suelo en la Cuenca del Río Mololoa, Nayarit. *Biociencias* 1 (1):19-29.
- Pineda, N., J. Bosque y M. Gómez. 2008. Cambios de la ocupación del suelo y análisis de transiciones sistemáticas en el Estado de México (México) mediante Tecnologías de la Información Geográfica. Comunicaciones del XI Coloquio Ibérico de Geografía, Alcalá de Henares, Madrid, España.
- Pineda, N., J. Bosque, M. Gómez y W. Plata. 2009. Análisis de cambio del uso del suelo en el Estado de México mediante sistemas de información geográfica y técnicas de regresión multivariantes. Una aproximación a los procesos de deforestación. *Investigaciones geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (69):33-52.
- Pineda, N. 2010. Descripción, análisis y simulación de procesos forestales en el Estado de México mediante tecnologías de la información geográfica. Tesis doctoral. Departamento de Geografía, Universidad de Alcalá, España.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. 1a edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 504 p.
- USDA. 1995. Guidelines for the use of digital imagery for vegetation mapping. Washington, D.C. 176 p.
- Stehman, S. y R. Czaplewski. 1998. Design and analysis for thematic map accuracy assessment: fundamental principles. *Remote Sensing of Environment* 64:331-344.
- Stehman, S. 2000. Practical implications of design-based sampling inference for thematic map accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 72:35-45.
- Valdez, J., C. Aguirre y G. Ángeles. 2011. Análisis de los cambios en el uso del suelo en la Cuenca del Río Metztitlán (México) usando imágenes de satélite: 1985-2007. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17(3):313-324.
- Velázquez, A., J. Mas, G. Díaz, S. Mayorga, P. Alcántara, R. Castro, T. Fernández, G. Bocco, E. Ezcurra y J. Palacio. 2002. Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta Ecológica* (62):21-37.
- Veldkamp, A. y E. Lambin. 2001. Predicting land-use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 85:1-6.
- Villers, L., L. García y J. López. 1998. Evaluación de los bosques templados en México: una aplicación en el parque nacional Nevado de Toluca. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (36):7-19.
- Vitousek, P.M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494-499.
- Walsh, J., D. Lightfoot y D. Buttler. 1987. Recognition and assessment of error in geographic information systems. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 53(10):1423-1430.
- Xiang, W.N. y K. C. Clarke. 2003. The use of scenarios in land-use planning. *Environment and Planning B: Planning and Design* 30(6):885-909.
- Zepeda, C., X. Antonio, A. Lot y D. Madrigal. 2012. Análisis del cambio del uso del suelo en las ciénegas de Lerma (1973-2008) y su impacto en la vegetación acuática. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM* (78):48-61.

Manuscrito recibido el 16 de enero de 2014.

Aceptado el 5 de agosto de 2014.

Este documento se debe citar como:

Camacho-Sanabria, J.M. J.I. Juan P., N.B. Pineda J., E.G. Cadena-Vargas, L.C. Bravo P. y M. Sánchez L. 2015. Cambios de cobertura/ uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de montaña. *Madera y Bosques* 21(1):93-112.



Biología de *Lycoriella ingenua* y *Bradysia impatiens* (Diptera: Sciaridae)

Biology of *Lycoriella ingenua* and *Bradysia impatiens* (Diptera: Sciaridae)

Victor H. Marín-Cruz¹, David Cibrián-Tovar^{1,*}, José T. Méndez-Montiel¹, Omar A. Pérez-Vera¹,
José A. Cadena-Meneses², Herón Huerta⁴, Gabriel Rodríguez-Yam¹ y Juan A. Cruz-Rodríguez³

¹ División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.

* Autor de correspondencia.
dcibrian48@gmail.com

² Departamento de Zootecnia. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.

cadena@correo.chapingo.mx

³ Departamento de Agroecología. Universidad Autónoma Chapingo. Estado de México, México.

⁴ Laboratorio de Entomología. Instituto de Diagnóstico y Referencia Epidemiológico. Secretaría de Salud. Distrito Federal, México.
cerato_2000@yahoo.com

RESUMEN

Se estudiaron dos especies de mosquito fungoso negro, *Lycoriella (Lycoriella) ingenua* (Dufour, 1839) y *Bradysia impatiens* (Johannsen, 1912) (Diptera: Sciaridae), que causan daño a plántulas de *Pinus montezumae* (Lamb, 1832) en viveros forestales. Estos dípteros se identificaron morfológicamente y por métodos moleculares y se citan por primera vez como plaga en viveros forestales de México. La proporción sexual para *L. ingenua* fue de un macho por cada 1.25 hembras; para caracterizar esta especie se midieron huevos, pupas, larvas y cápsulas cefálicas. Con los datos morfométricos de longitud de cuerpo y ancho de la cápsula cefálica de larvas y mediante el método de conglomerados jerárquicos se determinaron los estadios larvarios de la especie. Para *B. impatiens* por cada macho existen 2.4 hembras. En la distinción de los estadios larvarios, el mejor parámetro fue el ancho de cápsula cefálica. Ambas especies presentaron cuatro estadios larvarios. Las dos especies se criaron en laboratorio a 21 °C ± 2 °C. El ciclo completo de *L. ingenua* requirió de 30.5 días ± 3.5 días. Para *B. impatiens* el tiempo para concluir ciclos biológicos fue de 27.5 días ± 2.5 días. Se determinó que las larvas de ambas especies consumen la raíz de *Pinus montezumae*. Se identificaron los hongos asociados a larvas y adultos de ambas especies, *Fusarium circinatum* fue el más importante y se registra por primera vez en viveros de *P. montezumae*; esta especie de hongo se identificó mediante morfología y por métodos moleculares.

PALABRAS CLAVE: ciclo biológico, estadios larvarios, hongos asociados, mosquito fungoso negro, proporción de sexos.

ABSTRACT

Lycoriella (Lycoriella) ingenua (Dufour, 1839) and *Bradysia impatiens* (Johannsen, 1912) (Diptera: Sciaridae) are two black fungus gnats species studied that harm *Pinus montezumae* (Lamb, 1832) seedlings in forestry nurseries. These dipterous were morphological and molecularly identified and are mentioned for the first time as a pest in Mexico's forestry nurseries. The proportion of sexes to *Lycoriella ingenua* was of one male per 1.25 females; to characterize this species eggs, pupas, larvae and cephalic capsules were measured. The morphometric data of body length and cephalic cage width of larvae through the hierarchical conglomerated method determined the larval instars of the species. For *B. impatiens* there are 2.4 females per male. In the definition of the larval instars, the best parameter was that of the cephalic capsule. Both species presented four larval instars. Both species were bred under lab conditions at 21 °C ± 2 °C. The whole cycle of *L. ingenua* required 30.5 ± 3.5 days. For *B. impatiens* the time to conclude biological cycles was of 27.5 ± 2.5 days. It was determined that both species of larvae consume *Pinus montezumae* root. The fungi associated to larvae and fungi of both species were identified. *Fusarium circinatum* was the most important and it is registered for the first time in nurseries of *Pinus montezumae*; this species was morphological and molecularly identified.

KEY WORDS: biological cycle, larval instars, associated fungi, black fungus gnats, sex proportion.

INTRODUCCIÓN

Los adultos de la familia Sciaridae son pequeños dípteros que miden 1 mm - 6 mm (Mohrig y Menzel, 2009); conocidos comúnmente como mosquitos fungosos negros, representados por varias especies de diferentes géneros, las cuales son consideradas como plagas en viveros e invernaderos. Dentro de estos géneros se incluye *Lycoriella* Frey, 1972 y *Bradysia* Winnertz, 1867. Las larvas de estos insectos se alimentan de hongos, algas y materia orgánica en descomposición, eventualmente bajo ciertas circunstancias son capaces de perforar raíces sanas de diferentes especies y semillas carnosas, y en infestaciones severas ocasiona la muerte de la planta (Aguilera y Ortega, 1996; Cibrián *et al.*, 2008; Landis *et al.*, 1989; Mansilla *et al.*, 2001; Springer, 1995a, 1995b). Varias especies de la familia Sciaridae son documentadas como plagas de importancia económica en invernaderos de ornamentales, hortícolas y forestales, y en la producción del hongo *Agaricus bisporus* (Lange) Imbach, 1946 (Erler *et al.*, 2011; Landis *et al.*, 1989; Loudon, 1978; O'Connor y Keil, 2005; Radin *et al.*, 2009; Shin *et al.*, 2012; Smith *et al.*, 2006; Steffan, 1981; White *et al.*, 2000). Las plantas atacadas por las larvas del mosquito fungoso negro manifiestan síntomas como pérdida de vigor, marchitez, desprendimiento de hojas, escaso crecimiento y amarillamiento de follaje (Cibrián *et al.*, 2008; Landis *et al.*, 1989; Pundt, 1999). Además, las larvas y adultos de mosquito fungoso negro pueden facilitar la infección de plántulas al llevar sobre su cuerpo esporas de hongos patógenos como *Pythium* (Braun *et al.*, 2009; Gardiner *et al.*, 1990), *Fusarium* (Gillespie y Menzies, 1993; Hurley *et al.*, 2007; Keates *et al.*, 1989), *Botrytis* (James *et al.*, 1995; Keates *et al.*, 1989), *Verticillium* (Kalb y Millar, 1986) y *Phoma* (Keates *et al.*, 1989).

En los últimos años se ha encontrado al mosquito fungoso negro alimentándose de las raíces de plántulas de árboles como eucaliptos y coníferas (Cibrián *et al.*, 2008; James *et al.*, 1995; Hurley *et al.*, 2007; Keates *et al.*, 1988; Landis *et al.*, 1989; Mansilla *et al.*, 2001; Menzel *et al.*, 2003, 2006). Cibrián *et al.* (2008) encontraron infestaciones severas de mosquito fungoso en viveros forestales en el

centro de México, causando la pérdida de hasta 30% de plántulas de coníferas.

En el ciclo de producción de planta forestal de 2010-2011, en el vivero forestal de Temamatla, Estado de México se tuvieron infestaciones severas por ciáridos, con pérdidas de más de 30% de la cosecha de planta (1.5 millones de un total de 6 millones) (Cibrián, datos no publicados). La información básica para el manejo de la plaga era reducida e incompleta, no se conocían las especies de mosquitos fungosos involucrados, ni sus ciclos y hábitos.

OBJETIVOS

- Identificar las especies de mosquito fungoso negro en el vivero de Temamatla, Estado de México.
- Determinar en laboratorio el ciclo biológico del mosquito fungoso negro.
- Conocer la biología de las especies de ciáridos relacionadas con las plántulas de *Pinus montezumae* y los hongos asociados a especies de estos insectos en el vivero forestal de Temamatla, Estado de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Recolección del material entomológico

Se realizaron recolecciones de adultos y larvas de mosquito fungoso negro durante el mes de octubre de 2012, en plántulas de dos meses de edad de *Pinus montezumae*, del vivero forestal de Temamatla, Estado de México. Los adultos de mosquito fungoso negro se capturaron con un aspirador manual. Las larvas se recolectaron con un pincel directamente de la raíz y del sustrato donde crece el pino. Las recolecciones se realizaron en un solo día y fueron sistemáticas a cada tres metros entre recolección en una plantación de 21 metros de longitud.

Identificación de especies del mosquito fungoso negro

Los adultos recolectados fueron separados por morfoespecies de ciáridos, de ellos 50 ejemplares se sacrificaron y conservaron en frascos con etanol al 70%. Con un microscopio estereoscopio Leica se separaron por sexo. Posterior-



mente, a 20 machos se les realizaron cortes de los genitales, cabeza, palpos, tibias y alas, estas estructuras se prepararon en laminillas con azul de algodón para aclarar los tejidos (Poinar y Thomas, 1984). Para su estudio se usó un microscopio óptico Leica M80 y una cámara modelo DFC295 (*Software Leica Application Suite V3.0®*) de la misma marca; se tomaron fotografías de las estructuras importantes para la identificación de especies (todas las mediciones en este estudio se realizaron con un microscopio y *software*). La identificación se realizó con las claves taxonómicas de la familia Sciaridae de Mohrig y Menzel (2009), Steffan (1981), Komarov (2009), Menzel *et al.* (2003), Mohrig *et al.* (2012) y Shin *et al.* (2012). La identificación morfológica de las especies se corroboró con un estudio molecular con la amplificación de una región del gen COI del ADNmt por medio de la PCR usando los oligonucleótidos CI-J-1751 and CI-N-2191 (Hurley *et al.*, 2010). El producto de la PCR se secuenció en *Macrogen* (Corea), se analizó y se depositó en el *GenBank*.

Ciclo biológico y comportamiento de ciáridos

Ciclo biológico

Los adultos de las dos especies previamente identificadas, se colocaron por separado en cámaras de cría. Las cámaras de cría consistieron en recipientes de plástico transparente de medio litro de capacidad. Las tapas se perforaron en el centro (círculo de 3 cm de diámetro) para introducir los adultos de mosquito fungoso negro y se sellaron con un tapón de algodón para evitar que se salieran. Se colocaron diez repeticiones por especie, cada una consistió en 10 hembras y dos machos. Los envases de plástico se prepararon con recortes de papel bond blanco que cubrían el fondo y tres rodajas de papa (3 cm de diámetro y 1.5 cm de alto) previamente flameadas con alcohol al 70%. A cada rodaja se le realizaron cuatro ranuras de 0.5 cm de profundidad con una aguja de disección, con la finalidad de que las hembras ovipositaran sus huevos en ellas. Para mantener la humedad en los recipientes, cada cuatro días se agregaron 3 ml de agua destilada. Las cámaras de cría se mantuvieron a una temperatura $21\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Tras la oviposición de los huevos, estos se sacaron y se colocaron en grupos de 30-50 en cajas Petri (9 cm de diámetro), preparadas con el fondo de papel bond y una rodaja de papa. Se registró el desarrollo en días de los estados biológicos de ambas especies, hasta que inició la emergencia de nuevos adultos. Los adultos recién emergidos se separaron en parejas, macho y hembra; cada pareja se colocó en una nueva caja Petri, de esta manera se aseguró el desarrollo de cada especie; se llevaron a cabo 15 repeticiones por cada especie, se tomaron datos todos los días del desarrollo de cada estadio hasta terminar el ciclo. La duración del ciclo biológico se determinó a partir de la aparición de nuevos adultos. Los adultos muertos se prepararon sobre un portaobjetos con azul de algodón y se observaron al microscopio compuesto para determinar la especie.

Huevos

Para determinar el número de huevos ovipositados por hembra, en un envase de plástico de medio litro de capacidad (preparado de la misma forma que los anteriores), se colocaron un macho y una hembra de la misma especie recién emergidos sin aparearse (15 repeticiones). Tras la oviposición y una vez que la hembra murió se observaron las rodajas de papa en un microscopio óptico estereoscópico. Se contó el número de huevos ovipositados por hembra y se describió la forma en la que se ovipositaron y agruparon. Se midió la longitud y anchura de 66 huevos.

Estadios larvales

La separación de estadios larvales se realizó por medio de la disposición de los orificios ventiladores, como lo indica Steffan (1981). Las larvas de la familia Sciaridae tienen cuatro estadios. Para confirmar la definición de estadios se hicieron estudios morfométricos por cada especie; en 182 larvas de *L. ingenua* se midió el largo y el ancho del cuerpo y longitud de la cápsula cefálica; en 94 larvas de *B. impatiens* se midió la longitud y anchura de la cápsula cefálica (se hicieron pruebas preliminares mediante el análisis de conglomerados jerárquicos y con la medidas tomadas a cada especie se obtuvo la mejor clasificación). Los datos de morfometría se analizaron mediante el Aná-

lisis de Conglomerados Jerárquicos (V 6.1, 2001). Este procedimiento Análisis Multivariante está diseñado para encontrar agrupaciones naturales (conglomerados o “clusters”) dentro de un conjunto de datos, se basa en el supuesto de que los datos son generados por una distribución-mezcla. Este procedimiento está implementado en la función “*mclust*” del S-Plus (V 6.1, 2001). Para cada número posible de grupos este procedimiento obtiene la mejor clasificación y proporciona los valores $AWE(k)$ (por sus siglas en inglés), obtenidos como una función del factor de Bayes del modelo sin agrupamiento *vs* la clasificación con k grupos. Para seleccionar el número de grupos con base en este criterio se puede seleccionar el valor k^* que tiene valor AWE máximo. Sin embargo, si $AWE(k^*-1)$ no difiere mucho de $AWE(k^*)$, puede ser preferible k^*-1 por el principio de parsimonia.

Pupas

Se midió la longitud y la anchura de 24 pupas, se determinó el tiempo que tardan en emerger los adultos, además se observó y se documentó el comportamiento del cambio de coloración de las pupas.

Proporción de sexos

La proporción de sexos se determinó por medio de los genitales de los adultos de ambas especies de mosquito fungoso negro, 750 individuos de *L. ingenua* y 583 de *B. impatiens*. Para obtener los individuos se colocaron en cámaras de cría 10 hembras y dos machos por especie; se realizaron cinco repeticiones por cada especie. Las cámaras de cría consistieron en envases de plástico de medio litro de capacidad y fueron preparadas de igual forma que las utilizadas en el apartado de ciclo biológico. Una vez que se obtuvieron nuevos adultos, estos se recolectaron, se sacrificaron y se preservaron en alcohol al 70%, para su posterior separación de machos y hembras.

Comportamiento de los ciáridos

Se recolectaron plántulas de pino que presentaron síntomas de ataque de mosquito fungoso negro. El cepellón de las plántulas fue removido con agua corriente. Mediante

observaciones al microscopio estereoscópico se revisaron las raíces que dieron positivo a la presencia de daños de larvas y se identificó el sitio de entrada de la larva a la raíz. Después, se realizó un corte longitudinal a cada raíz del cuello de la raíz hacia abajo. Los daños causados por las larvas de mosquito fungoso negro en cada raíz fueron descritos. En cajas Petri (9 cm diámetro) se colocaron en un extremo 10 larvas de tercer estadio de mosquito fungoso negro y en el extremo opuesto de la caja Petri se colocó una plántula de pino de 4 cm. Las larvas y la plántula se colocaron con una separación de 7.5 cm. Se contabilizó el tiempo que tardaron las larvas en detectar la raíz y llegar a ella. Este proceso se realizó con 15 repeticiones.

Para *L. ingenua* se observó el comportamiento de larvas y adultos en las cámaras de cría. Se registró día con día el hábito de alimentación, postura de huevos, formación de puparios, apareamiento, duración de estadios y ciclo completo, para conocer en forma precisa sus hábitos en laboratorio.

Hongos asociados al mosquito fungoso negro

Para determinar los hongos asociados al cuerpo del mosquito fungoso negro, se recolectaron al azar de 20 contenedores con *P. montezumae*, los adultos se recolectaron con un aspirador manual y las larvas con un pincel. En un lote de 10 cajas Petri (9 cm de diámetro) con medio de cultivo de agar Dextrosa-Saboraud sin antibiótico se colocaron 10 larvas vivas por cada caja; en otro lote de cajas Petri preparadas igual que las anteriores, se colocaron 10 adultos vivos por cada caja. Las cajas Petri se mantuvieron a una temperatura de $23\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$. Una vez que los adultos padres murieron se recolectaron y se corroboró a que especie pertenecían. De igual forma, cuando los nuevos adultos murieron, se recolectaron y se identificó la especie. Las cajas Petri se revisaron diariamente para ver el crecimiento de los hongos, al octavo día, las colonias de hongos que crecieron se reaislaron para tener cultivos puros. Los géneros de hongos se identificaron con la clave de Carrillo (2003), se utilizó un microscopio óptico Leica. La caracterización molecular de *Fusarium* sp., se realizó una amplificación de un fragmento de las regiones inter-



nas ITS-PCR con los oligonucleótidos específicos CIRC1A y CIRC4A (Hurley *et al.*, 2007). El producto de PCR se secuenció en Macrogen (Corea), se analizó y se depositó en el GenBank.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Identificación de especies

Se encontraron las especies *Bradysia impatiens* y *Lycorie-lla ingenua* como agentes causales de mortalidad de plántulas de *Pinus montezumae*. Para *B. impatiens* se utilizaron las claves taxonómicas de Steffan (1981) y Mohrig y Menzel (2009); así como la redesccripción de Menzel *et al.* (2003), Shin *et al.* (2012) y Mohrig *et al.* (2012). Con respecto a *Lycoriella* se utilizaron las claves de Komarov (2007), Shin *et al.* (2012) y Mohrig *et al.* (2012). De acuerdo con Mohrig *et al.* (2012), en su reciente revisión de la familia Sciaridae de Norte América se acepta que *B. difformis* es sinónimo de *B. impatiens* (Johannsen).

Diagnosis de *Bradysia impatiens* (Johannsen, 1912)

Adulto: Macho. Color pardo oscuro a negro, longitud 2.25 mm. Cabeza: Puente ocular con 2 a 3 facetas de ancho. Antena corta comprimida y uniformemente oscura, longitud 1.27 mm; cuarto flagelómero (Fig. 1A) 1.6 veces más largo que ancho, superficie ligeramente rugosa. Palpo (Fig. 1B) moderadamente largo, amarillo a pardo claro, con tres segmentos, segmento basal con la fosa sensorial profunda, sensilas largas, ligeramente curvadas con punta roma; siete sedas largas dispuestas sobre el segmento. Tórax pardo oscuro a negro, con áreas laterales pardo claras a amarillas. Coxas y fémures pardos claros a blanquecinos amarillo; tibias y tarsos oscurecidos por revestimiento de las sedas oscuras y gruesas. Postpronoto sin sedas. Mesonoto con sedas largas y laterales y sedas cortas dispersas sobre la superficie (setulae). Katepisterno triangular. Escutelo con tres sedas largas. Lado interno de la tibia anterior con una hilera de 10 sedas (Fig. 1C); tibia media y posterior con dos sedas delgadas en forma de espolones, subiguales. Uñas tarsales sin dientes.

Ala (Fig. 1D) con longitud total 1.95 mm, anchura 0.80 mm, infuscada grisácea-parda; venas posteriores sin macrotriquias; base de la M más larga que la bifurcación de M. Genitales compactados (Fig. 1E); sin lóbulo basal o grupo de sedas en la vista ventral. Gonocoxito corto, cubierto con sedas oscuras, así como sedas gruesas y largas principalmente en la base. Tergito 9 corto, trapezoidal, ligeramente emarginado apicalmente con varias sedas largas. Gonostilo (Fig. 1F) 2.5 veces más largo que ancho, ocho espinas subiguales curvadas ventromedialmente y una espina apical gruesa. Tegmen ligeramente más ancho que largo, redondeado apicalmente; edeago con base esclerotizada, longitud 0.1 mm.

Hembra. Similar al macho. Longitud 2.25 mm. Antena longitud 1.30 mm. Cuarto flagelómero 2.2 veces más largo que ancho. Palpo con el segmento basal con la fosa sensorial profunda y oscura, 7 sedas largas dispuestas sobre el segmento. Longitud del ala 2.8 mm.

Esta es la primera vez que se documenta la especie *B. impatiens* en viveros forestales de México. Se extrajo del interior de raíces de plántulas de *P. montezumae*. Un total de 87 adultos de *B. impatiens* fueron colectados del vivero de Temamatla, México. De los cuales tres machos fueron procesados molecularmente; las secuencias genéticas se depositaron en el GenBank con el número de acceso KP120771. Según Mohring *et al.* (2012), *B. impatiens* ha sido diseminada por el hombre con el movimiento plantas. Esta especie es común en macetas, materia orgánica, jardines e invernaderos (Menzel *et al.*, 2006; Mohring *et al.*, 2012; Shin *et al.*, 2012). Su distribución es mundial, desde Sudáfrica, Brasil, Hawai, República Checa, Finlandia, Alemania, Gran Bretaña, Italia, Holanda, Rusia, España, Suiza, Letonia Azerbaiyán, Japón, Corea, Canadá, E. U. (Menzel *et al.*, 2003; Mohring *et al.*, 2012; Shin *et al.*, 2012). En México *B. impatiens* es conocida como plaga común en los invernaderos de nochebuena (*Euphorbia pulcherrima* Willd. ex Klotzch) (García, 2008). En Gran Bretaña se ha encontrado atacando hongos comestibles en invernaderos (White *et al.*, 2000). Mansilla *et al.* (2001) la hallaron causando daño en viveros de *Eucalyptus* en Italia. Hurley *et al.* (2007) y (2010) identificaron a *B. difformis* en viveros de

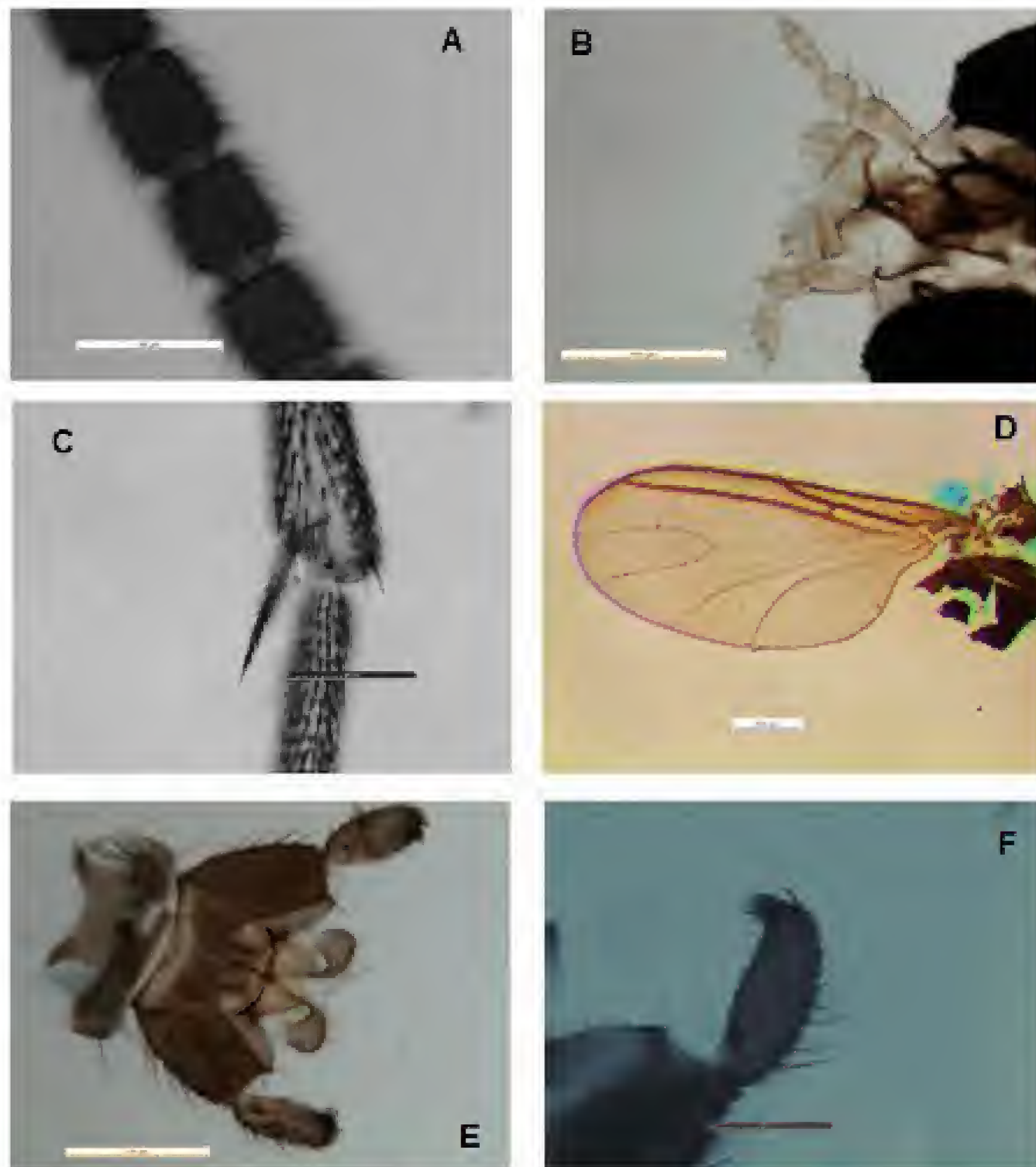


FIGURA 1. Macho de *B. impatiens* (A-F). (A) Cuarto flagelómero. (B) Palpo. (C) Tibia anterior, peine apical. (D) Ala. (E) Genitales, vista ventral. (F) Gonostilo, vista lateral.

coníferas en Sudáfrica. Por su amplia distribución esta especie es diseminada por las actividades de cultivo del humano, no solo por medio de las plantas, sino también a través de los sustratos, específicamente en la turba.

Diagnosis de *Lycoriella (Lycoriella) ingenua* (Dufour, 1839)

Macho (Fig. 2A). Cabeza: puente ocular con 4 facetas de ancho. Antena uniformemente oscura, longitud 1.48 mm; cuarto flagelómero 2.1 veces más largo que ancho (Fig. 2B), cuello corto pero distinguible. Palpo pardo claro, con tres segmentos, segmento basal con la fosa sensorial profunda, 8 sedas dorsales largas y dispuestas sobre el seg-

mento (Fig. 2C). Tórax oscuro. Coxas y fémures pardo-claros; tibias y tarso oscurecidos por el revestimiento de las sedas oscuras y gruesas. Mesonoto con sedas largas y sedas cortas dispersas sobre la superficie (setulae). Katepisternon triangular. Escutelo con sedas largas. Lado interno de la tibia anterior compuesta de 14 sedas (Fig. 2D); tibia media y posterior con dos sedas delgadas en forma de espolones, subiguales. Uñas tarsales simples. Ala longitud total 2.35 mm, anchura 0.84 mm (Fig. 2E); venas posteriores sin macrotriquias; base de la M más larga que la bifurcación de M. Genitales (Fig. 2F). Gonocoxito con lóbulo basal compuesto de 14 sedas. Tergito 9 triangular. Gonostilo (Fig. 2H) 3.3 veces más largo que ancho, ápice



FIGURA 2. Macho de *L. ingenua* (A-H). (A) Macho, hábito. (B) Cuarto flagelómero, vista lateral. (C) Palpo. (D) Tibia anterior, peine apical. (E) Ala. (F) Genitales, vista ventral. (G) Lóbulo basal del gonocoxito, vista ventral. (H) Gonostilo, vista lateral.

con sedas gruesas, curvadas ventromedialmente y varias sedas mediales a lo largo del margen interno, una seda larga, en forma de látigo cerca de la base; espina apical robusta y curvada, conspicua (Fig. 2G). Tegmen más ancho que largo, ápice ligeramente emarginado; edeago con base esclerotizada, longitud 0.06 mm.

Hembra. Similar al macho. Longitud 3.0 mm. Antena longitud 1.25 mm. Cuarto flagelómero 2.28 veces más largo que ancho. Palpo con el segmento basal con la fosa sensorial profunda y oscura, y 8 sedas largas dispuestas sobre el segmento. Longitud del ala 2.38 mm.

En este estudio *L. ingenua* se documenta por primera vez en viveros forestales de México, causando daño a plántulas de *P. montezumae*. Sin embargo, Pérez *et al.* (2013), encontraron esta especie en México como plaga en la producción de *Agaricus bisporus* (Lange) Imbach en Perote, Veracruz. *L. ingenua* es una plaga común en el cultivo de hongos y en invernaderos, la especie puede encontrarse también en suelos forestales y en áreas agrícolas (Mohring, *et al.*, 2012). En el mundo *L. ingenua* es considerada una plaga importante en la producción del hongo *A. bisporus* (Erler *et al.*, 2011; O'Connor y Keil, 2005; Shamshad *et al.*, 2009; White *et al.*, 2000). Esta especie se distribuyen en Asia (Japón y Korea), Europa (Polonia, Gran Bretaña), Norte América, México, Rusia, Turquía, Australia. Probablemente *L. ingenua* tenga una distribución cosmopolita (Erler *et al.*, 2011; Komarov, 2007; Lewandowski *et al.*, 2004; Mohring, *et al.*, 2012; Pérez *et al.*, 2013; Shamshad *et al.*, 2008; Shin, *et al.*, 2012). Se recolectaron 48 adultos de *L. ingenua* de las cámaras de cría, De los cuales cuatro machos fueron procesados molecularmente; las secuencias genéticas fueron depositadas en el GenBank con número de acceso KP100538.

Ciclos biológicos y comportamiento de *L. ingenua* y *B. impatiens*

Ciclo biológico

El ciclo de vida completo de *B. impatiens* tuvo una duración de 27.5 días (intervalo de 25 días a 30 días, n = 11 ciclos) en condiciones de laboratorio a una temperatura de

21° C ± 2° C. La duración en cada estadio de desarrollo fue en huevo 4.5 días (rango 4-5 días), larva de primer estadio 2 días, larvas de segundo estadio 2.5 días (rango 2-3 días), larva de tercer estadio 4 días (rango 3.5-4.5 días), larva de cuarto estadio 4 días (rango 3-5 días); la duración de los cuatro estadios larvarios fue de 12.5 días (rango 11-13 días), prepupa 1 día, pupa 4 días y adulto 5.5 días (rango 4.5-6.5 días). Wilkinson y Daugherty (1970) encontraron una duración igual (27.5 días) del ciclo biológico para *B. impatiens* a una temperatura de 24 °C y la duración de los cuatro instares larvarios es de 13.1 días. Además, los resultados obtenidos en este trabajo son similares a los obtenidos por Mansilla *et al.* (2001), quienes encontraron un ciclo biológico de *B. impatiens* (temperatura de 23 °C ± 1 °C) de 21 a 28 días (24 días en promedio) y la duración de estadios larvarios es de 9-13 días. La diferencia entre la duración de los ciclos de vida obtenida en este trabajo y por Wilkinson y Daugherty (1970), con respecto con Mansilla *et al.* (2001), se puede deber a el uso de diferentes temperaturas en la cría en laboratorio, en este estudio la temperatura fue menor 2 °C y el ciclo fue mayor en tres días.

Por otro lado el ciclo biológico de *L. ingenua*, bajo las mismas condiciones que *B. impatiens*, tuvo una duración de 30.5 días (rango 27-34 días, n = 12 ciclos). En la tabla 1 se presentan diferentes duraciones del ciclo de *L. ingenua*. La duración de los diferentes estadios larvarios son: primer estadio 2.5 días (rango 2-3 días); segundo y tercer estadio presenta una duración similar 4 días (rango 3.5-4.5 días), cuarto estadio 6 días (rango 5-7 días).

Frouz y Nováková (2001), concluyeron que la duración del ciclo biológico de *L. ingenua* depende directamente de la temperatura, lo cual puede variar de 18 a 40 días con una temperatura respectivamente de 25 °C y 15 °C. La duración del ciclo biológico de *L. ingenua* es dependiente de la temperatura y de las dietas con que se alimentan.

Huevo

El huevo de *L. ingenua*. Liso y blando. Longitud en promedio 0.213 mm y 0.134 mm de ancho (rango 0.091-0.143 mm, DE = 0.0157, n = 66). Recién ovipositado de color blanco lechoso y conforme se desarrolla se torna de

TABLA 1. Ciclos biológicos de *L. ingenua* de autores y temperaturas diferentes.

| Duración promedio de estadio en días | Datos originales | *Steffan (1974) | Lewandowski <i>et al.</i> (2004) | Frouz y Nováková (2001) |
|--------------------------------------|------------------|-----------------|----------------------------------|-------------------------|
| | 21 °C ± 2 °C | 20 °C ± 2 °C | 24 °C | 22 °C |
| Huevo | 4 | 3.3 | 3 | 3.5 |
| Larva estadios I-IV | 16.5 | 13.6 | 13 | 18.5 |
| Pupa | 5 | 3.1 | 4 | 1.5 |
| Adulto | 5 | 4 | | 6 |
| Total | 30.5 | 24 | 20 | 29.5 |

*Steffan presenta valores de *Lycoriella mali* (Fitch), pero es sinonimia de *Lycoriella ingenua*.

color amarillo claro semitransparente y brillante. A partir del segundo día se identifica la cabeza esclerotizada de la larva, el tercer día se observa la cabeza bien formada con sus mandíbulas. La cabeza de la larva puede ocupar hasta 20% de la superficie del huevo. Una hembra ovípara de 25 a 122 huevos (en promedio 81 huevos, DE = 32.27) individualmente o en grupos de 2 a 54. Frouz y Nováková (2001), indican que la hembra *L. ingenua* pone en promedio 53 huevos (rango 47-110), esta cantidad de huevos representa 35% menos que lo encontrado en el presente trabajo. O'Connor y Kiel (2005), encontraron que el número de huevos puestos por las hembras aumenta con el peso de estas. Los resultados de la media de la longitud y ancho del huevo, obtenidos en el presente estudio, son bajos comparados con los de Lewandowski *et al.* (2004), quienes encontraron que el huevo *L. ingenua* mide 0.29 mm de largo y 0.17 mm de ancho, similares resultados fueron hallados para *B. impatiens* midiendo 0.24 mm de longitud y 0.16 mm de ancho (Mansilla, *et al.*, 2001). Los resultados obtenidos en este estudio de las dimensiones promedio del huevo pueden deberse a que los diferentes estadios son en general de menor tamaño que los encontrados por Lewandowski *et al.* (2004).

Larvas

Las larvas de *L. ingenua* y *B. impatiens* presentan cabeza bien desarrolladas, cápsula de la cabeza negra; cuerpo filiforme con 12 segmentos, de color blanco transparente, se puede observar su sistema digestivo durante todos los

estadios larvarios, presenta cápsula cefálica bien esclerotizada desde el primer estadio. Las larvas pasan por cuatro estadios larvarios, ultimo estadio larvario con aberturas ventiladoras en el primer segmento del tórax y siete aberturas ventiladoras abdominales, octavo segmento abdominal carente de aberturas ventiladoras. La descripción de las larvas de *L. ingenua* y *B. impatiens* concuerdan con las descripciones de larvas para la familia Sciaridae hechas por Mohrig y Menzel (2009) y Stefan (1981).

Medias de estadios de *L. ingenua*

En la tabla 2 se presentan las medias de longitud de los estadios de *L. ingenua*. Lewandowski *et al.* (2004), usando una dieta de turba y soja, obtuvieron los siguientes promedios de medidas de longitud para huevo 0.290 mm; primer estadio larvario 0.782, segundo estadio lar-

TABLA 2. Medias del largo de los diferentes estadios de *L. ingenua* (mm).

| Estadio | N | Rango | Promedio | DE |
|-----------------|----|-------------|----------|--------|
| Huevo | 66 | 0.126-0.243 | 0.210 | 0.025 |
| Primer estadio | 54 | 0.419-0.966 | 0.678 | 0.182 |
| Segundo estadio | 29 | 0.910-1.561 | 1.283 | 0.191 |
| Tercer estadio | 33 | 1.734-3.681 | 2.368 | 0.6043 |
| Cuarto estadio | 47 | 2.073-3.681 | 3.632 | 0.885 |
| Pupa | 24 | 1.282-2.773 | 1.803 | 0.4127 |

vario 1.550, tercer estadio larvario 2.802, cuarto estadio larvario 5.519, pupa 2.539. En el presente estudio se obtuvieron medidas menores en todos los estadios, estas diferencias se pueden deber a la dieta usada para alimentar a las larvas y la variabilidad genética de la especie.

Estadios larvarios de *B. impatiens*

En la figura 3, se muestran los primeros 9 valores $AWE(k)$ $k = 1, 2, \dots, 9$; con base en los valores de AWE se selecciona como número de grupos k^* , aquel que maximiza $AWE(k)$. Se infiere que las larvas de *B. impatiens* pasaron por cuatro estadios ($k^* = 4$) antes de prepupar. En las figuras 4 y 5, se grafican los cuatro grupos que se obtuvieron con el método de conglomerados jerárquicos. Los cuatro estadios larvarios de *B. impatiens* obtenidos con el procedimiento de conglomerados jerárquicos concuerdan con los encontrados para la familia Sciaridae por Steffan (1981). Mansilla *et al.* (2001) y Steffan (1974), también encontraron cuatro estadios para esta especie.

Estadios larvarios de *L. ingenua*

En la figura 6, se muestran los primeros 10 valores AWE que se obtuvieron: $k = 1, 2, \dots, 10$. De la figura 6, se obtiene

que el optimizador de los valores AWE se determina en $k^* = 4$ estadios. Así, se concluyó que las larvas de *L. ingenua* pasan por cuatro estadios antes de prepupar. Los cuatro estadios larvarios obtenidos en este estudio, utilizando el método de conglomerados jerárquicos, concuerdan con los encontrados por otros autores que utilizaron caracteres morfológicos y mediciones de cápsula cefálica para separar los estadios larvales (Lewandowski *et al.*, 2004; Frouz y Nováková, 2001; Steffan, 1981). En la figura 7 se muestran los cuatro grupos obtenidos por medio del método de conglomerados jerárquicos.

Disposición de orificios ventiladores en larvas.

El número y tipo de estadios por los que pasan las larvas concuerdan con los hallados por Steffan (1981) y Chapman (1982). Las larvas de primer estadio presentan un par de orificios ventiladores en el último segmento del abdomen por lo que son metapnéusticas, las larvas de segundo y tercer estadios son propnéusticas, presentan un solo par de orificios ventiladores en el primer segmento del tórax, y las larvas de cuarto estadio son hemipnéusticas, presentan un par de orificios ventiladores en cada uno de los primeros siete segmentos del abdomen y un par de orifi-

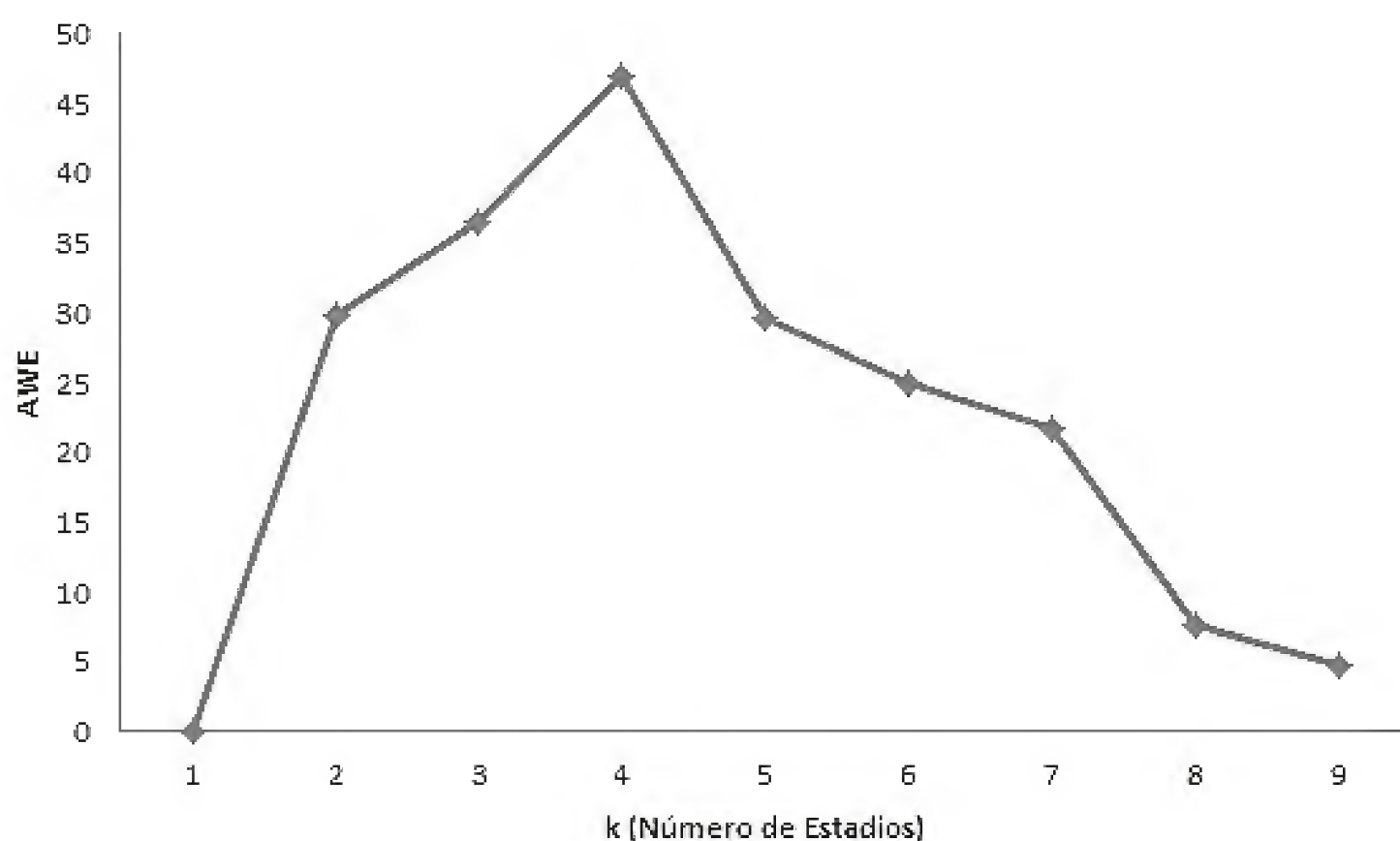


FIGURA 3. Valores AWE de la función mclust del S-PLUS obtenidos de las mediciones de amplitud de la capsula cefálica de la muestra de larvas de *B. impatiens*.



cios ventiladores en el primer segmento del tórax. Sin embargo, este método no permite separar los estadios dos y tres. Para la separación de estadios larvarios se pueden usar métodos como la medición del largo y ancho de la cápsula cefálica (Lewandowski *et al.*, 2004; Frouz y Nováková, 2001), aquí se consideró la longitud y ancho de la cápsula cefálica y longitud del cuerpo, combinado con el método de conglomerados jerárquicos, lo cual permite determinar de manera adecuada cada una de los estadios larvarios.

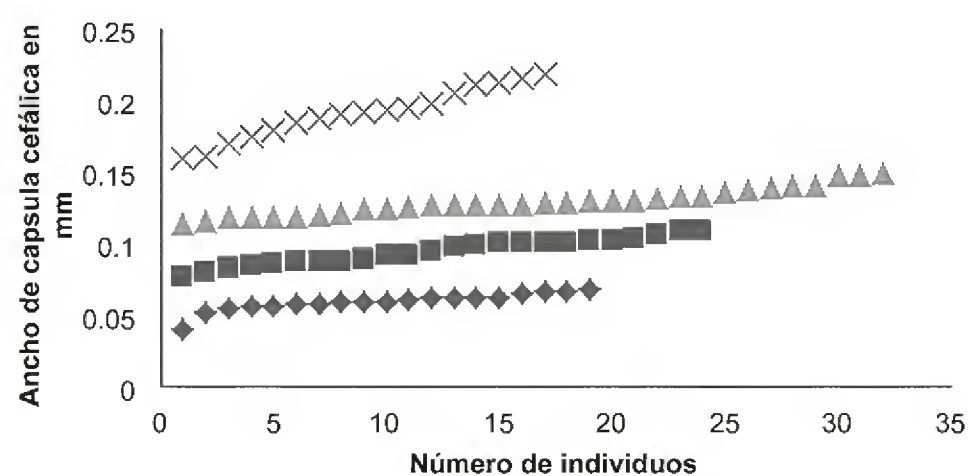


FIGURA 4. Estadios larvales de *B. impatiens*.

◆ Primer estadio, ■ segundo estadio, ▲ tercer estadio y X cuarto estadio.

Pupa

La pupa de *L. ingenua* y *B. Impatiens* recién formada es de color blanco brillante; el segundo día cambia a color amarillo; después del tercer día es de color dorado brillante. La pupa es obtecta, apéndices unidos al cuerpo y cubiertos por una cutícula delgada. La pupa de *L. Ingenua* mide, en promedio, 1.8026 mm de largo y 0.5120 mm de ancho

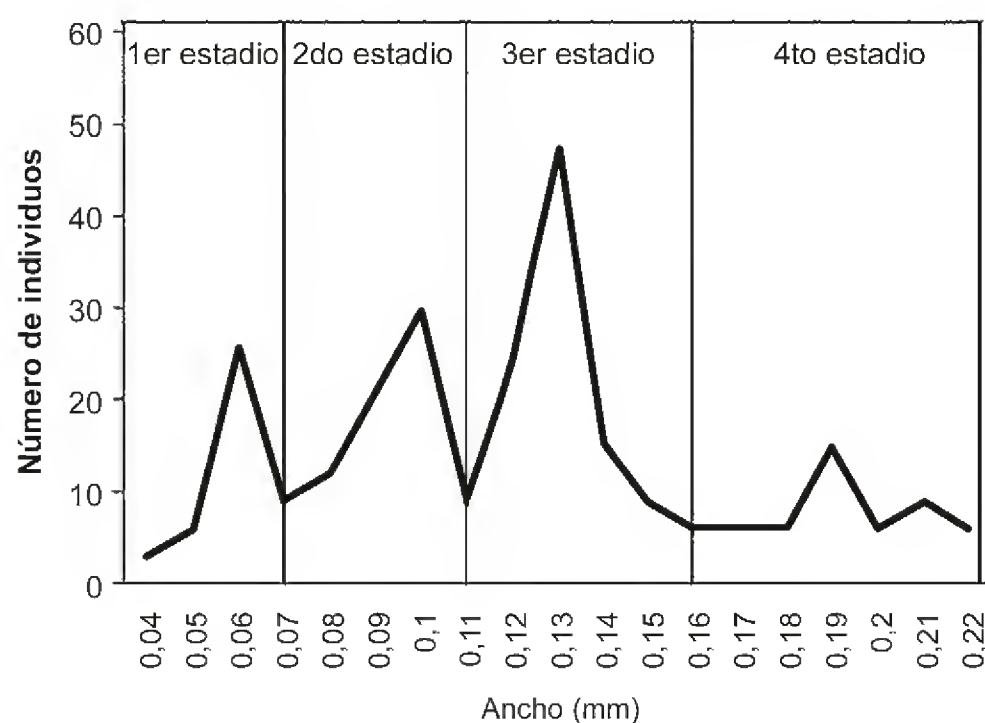


FIGURA 5. Ancho de cápsula cefálica por estadio de *B. impatiens*.

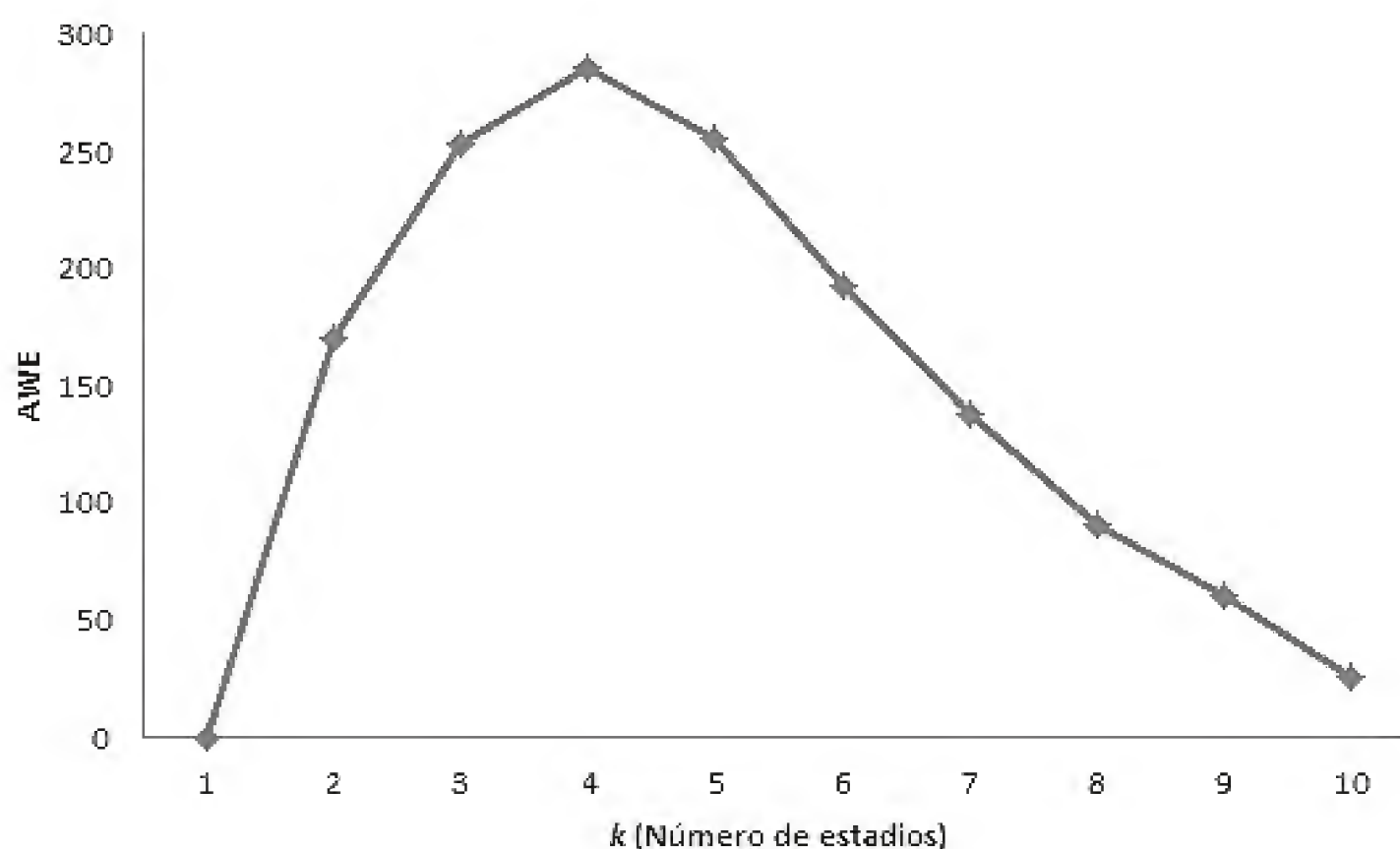


FIGURA 6. Valores AWE obtenidos al agrupar con la amplitud de la cápsula cefálica y largo del cuerpo de la muestra de *L. ingenua* con el procedimiento de conglomerados jerárquicos.

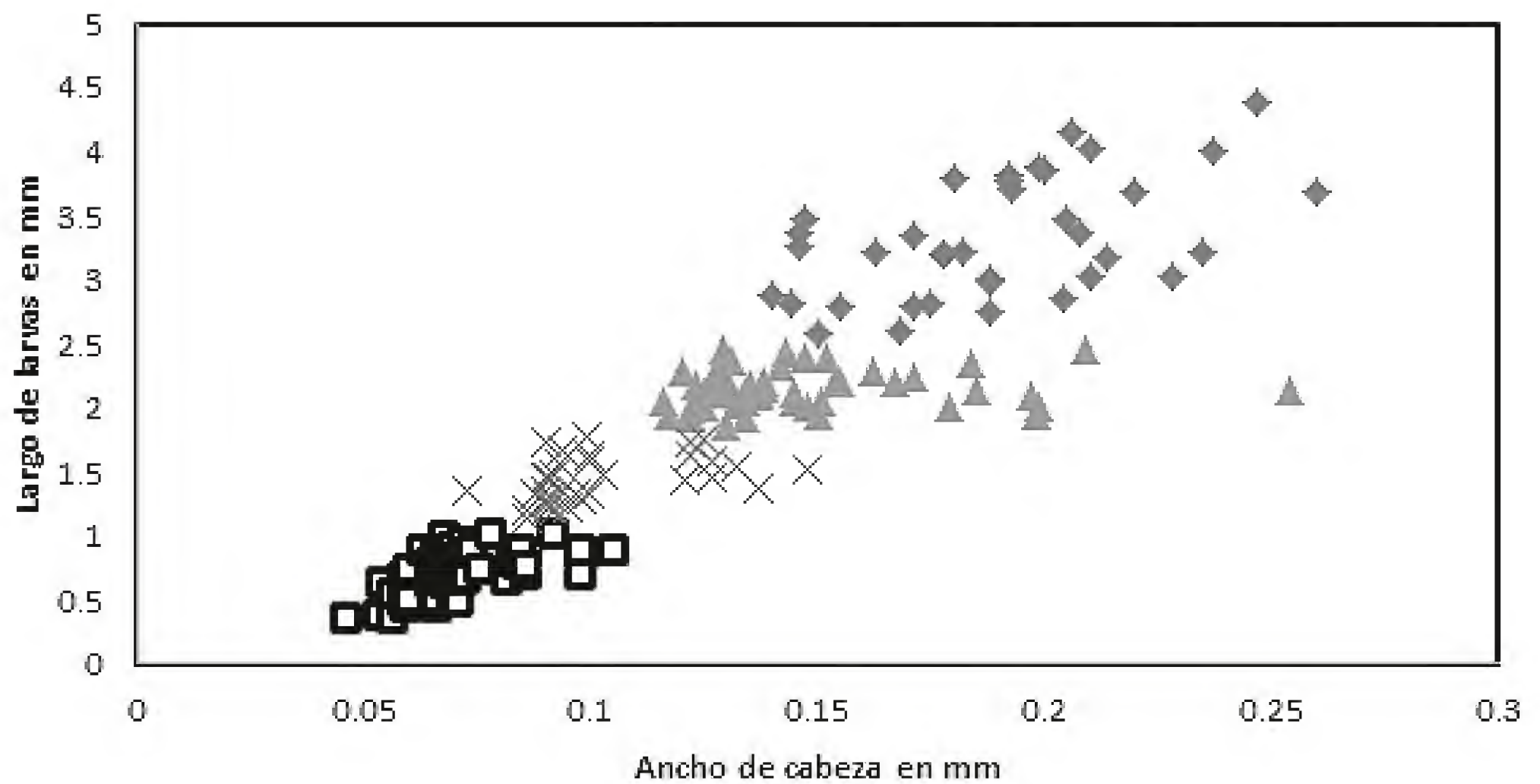


FIGURA 7. Representación gráfica de los 4 estadios larvales de *L. ingenua* obtenidos con conglomerados jerárquicos.

■ Primer estadio, X segundo estadio, ▲ tercer estadio y ◆ cuarto estadio.

(0.677-0.438 mm, DE = 0.061, n = 24). El promedio del largo de la pupa en este estudio es menor que el encontrado por Lewandowski *et al.* (2004), ellos indican un promedio del largo de la pupa de 2.539 mm (DE = 0.353). Sin embargo, en ambos estudios es similar la reducción en longitud de la larva de cuarto estadio a un poco más de la mitad de su tamaño cuando pasa al estado de pupa.

Proporción de sexos

Ambas especies presentaron en todos los ciclos machos y hembras, por lo que son disgénicas, la presencia de machos y hembras coinciden con lo encontrado por Steffan (1974) para *L. ingenua* y *B. impatiens*. La proporción de sexos de *L. ingenua* después de analizar los genitales de 750 adultos fue de 44.40% machos (333 individuos) por 55.60% hembras (417 hembras). Por cada macho de *L. ingenua* se tuvieron 1.25 hembras. En el caso de *B. impatiens* se revisaron los genitales de 583 adultos, la proporción fue de 29.33% machos por 70.77% hembras (171 machos y 412 hembras). En *B. impatiens* por cada macho se tuvieron 2.41 hembras.

Comportamiento

Se encontró que en laboratorio y el vivero ambas especies se alimentan de las raíces de *P. montezumae*; sin embargo, los ciáridos en medios naturales se alimentan de hongos, materia orgánica en descomposición y raíces de plantas (Cibrián *et al.*, 2008; Landis *et al.*, 1989; Mohrig y Menzel, 2009; Pundt, 1999; Stefan, 1981). Las observaciones aquí realizadas, sugieren que *B. impatiens* y *L. ingenua* se han convertido en insectos plaga de importancia en los viveros forestales debido a los siguientes factores y condiciones: a) al no tener disponibilidad suficiente de hongos y materia orgánica en descomposición para alimentarse, pueden cambiar su dieta para alimentarse principalmente de raíces de *P. montezumae*, b) condiciones ambientales favorables en viveros (alta humedad, control de temperatura, sombra, refugio), c) casi nula presencia de enemigos naturales, d) gran capacidad reproductiva, e) uso generalizado de turba en el llenado de los tubetes en los viveros.

En la oviposición las hembras depositaron los huevos en las ranuras de las rodajas de papas. Las larvas de *L.*



ingenua ocasionalmente pueden llegar a comer los cuerpos de los adultos muertos, larvas débiles o de instares menores, huevos y pupas que no han eclosionado vivos y muertos. De acuerdo con Steffan (1981), muchos ciáridos presentan este comportamiento. En condiciones de laboratorio este comportamiento se puede atribuir a que no encuentran otras fuentes de materia orgánica para alimentarse. Las larvas por lo general no construyen capullos, pero en ocasiones los hacen con excremento y basura. Además, las larvas llegan a sujetarse con hilos de seda antes de pupar. En este estudio se encontró que las larvas de cuarto instar de *L. ingenua*, cuando inician la prepupa, dejan de moverse y comer; contraen el cuerpo hasta reducirlo a un poco menos de 50% del tamaño original.

Hongos asociados a *B. impatiens* y *L. ingenua*

En este estudio se aislaron de las larvas de *B. impatiens* y *L. ingenua* los géneros de hongos, *Verticillium* Nees 1816, *Penicillium* Link 1809, *Alternaria* Nees 1816, *Fusarium* Link 1809, *Paecilomyces* Bainier 1907, *Aspergillus* P. Micheli 1729 y *Mucor* P. Micheli ex L. 1753. De los adultos de ambas especies de mosquito fungoso negro se aislaron cinco géneros, *Verticillium*, *Penicillium*, *Alternaria*, *Fusarium* y *Aspergillus*. En condiciones de laboratorio las larvas se alimentaron de los siete géneros de hongos aislados, este hábito concuerda con el observado en condiciones de campo, donde las larvas de ciáridos se alimentan de hongos y materia orgánica en descomposición (Mohrig y Menzel, 2009; Pundt, 1999; Stefan, 1981). En este estudio se encontró la especie *Fusarium circinatum* Nirenberg et O'Donnell, el cual es un patógeno importante del género *Pinus*. (Wingfield, et al., 2008). Las secuencias genéticas de este hongo se depositaron en GenBank con el número de acceso KM275219. Los adultos y larvas de ciáridos pueden ser medio de transporte de hongos patógenos y no patógenos (Gardiner, 1990; Hurley et al., 2007, 2010; James et al., 1995; Kalb y Millar, 1986; Pundt, 1999; Shamshad et al., 2009). Los adultos son muy activos en el vivero y de esta manera dispersan los hongos; son acarreadores de *Botrytis cinerea*, *Fusarium* y *Phoma* (James et al., 1995; Keates et al., 1989; Mansilla et al., 2001).

En el vivero de Temamatla los adultos de ciáridos son los responsables de diseminar *F. circinatum* en las platabandas y las larvas pueden ser transmisores que inoculan las plántulas de pino, ya que en su integumento llevan a este patógeno. La forma de transmitir el hongo a la raíz es por medio de la alimentación de las larvas las cuales hacen heridas a las raíces del pino, por donde penetran los hongos. Además, las larvas por medio de su cuerpo introducen al hongo en la raíz (James et al., 1995; Pundt, 1999; Springer, 1995b). Sin embargo, en Sudáfrica en viveros forestales de coníferas, se encontró que *B. impatiens* puede que no tenga un rol importante en la movilidad de los hongos patógenos (Hurley et al., 2007).

Daño en raíz de plántulas de *Pinus montezumae*

Las larvas atacaron la raíz principal del *P. montezumae*. Primero empiezan por comer la rizodermis, después perforan la exodermis, que es el tejido de protección de la raíz (James, 2003). La herida causada en la raíz es la puerta de entrada para diversos patógenos. Las larvas se instalan en el córtex y consumen el parénquima cortical, que es una zona rica en reservas de la raíz (James, 2003; Mirov, 1967). Las larvas se mueven dentro del córtex de manera vertical sin perforar la exodermis que sirve como protección. La exodermis conserva la humedad dentro de la raíz y crea un microclima con condiciones adecuadas para el desarrollo de las larvas y el crecimiento de hongos. Las larvas detienen su consumo de la raíz en la endodermis, que es un tejido de protección y que puede estar lignificado; sin embargo, cuando este comienza a pudrirse es consumido por las larvas. Por último, se alimentan del xilema y el floema. De esta manera queda la raíz como un tubo, con un centro que está formado por la medula lignificada y una parte exterior que constituye la exodermis lignificada. Así, dentro de este tubo las larvas se mueven libremente, principalmente hacia el cuello de la raíz. Springer (1995a) observó un comportamiento similar en larvas del mosquito fungoso negro (*Bradysia* sp.) que se alimentan de raíces de *Trifolium incarnatum* L., estas consumen la epidermis y el córtex, los tejidos vasculares lignificados no son consumidos. En este estudio se observó

que las plántulas de *P. montezumae*, al no tener una apropiada comunicación con la raíz, presentan síntomas de daños en la parte aérea que se manifiestan como marchitez, escaso crecimiento, pérdida de acículas y de vigor. Los síntomas pueden ser confundidos con alguna enfermedad causada por hongos (Cibrián *et al.*, 2008).

Las raíces concentran el ataque de larvas en los primeros 3 cm a 5 cm partiendo del cuello de la raíz hacia la cofia. Esta zona corresponde en las plántulas al área de maduración de la raíz, lugar de almacenamiento de reservas. El mayor número de larvas dentro de la raíz se encontró en esta zona. Hasta 35 larvas por raíz de todos los instares.

Atracción de raíces a larvas

En el laboratorio se demostró que las larvas perciben la ubicación de raíces, probablemente por estímulos olfativos; el tiempo que las larvas necesitaron para reconocer y trasladarse a la raíz en las cajas Petri fue de 15 minutos en promedio (DE = 10); la mayoría se alimentó del tejido vegetal tierno e hicieron un daño similar al descrito arriba.

CONCLUSIONES

Por primera vez en México se identifica a *B. impatiens* y *L. ingenua* en viveros forestales atacando plántulas de coníferas. El ciclo biológico de *B. impatiens* a $21\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ en laboratorio fue de 27.5 días con cuatro instares larvarios. El ancho de la capsula cefálica es un parámetro que sirve para separar los instares larvarios. La proporción sexual fue de 2.4 hembras por cada macho. El ciclo biológico de *L. ingenua* a $21\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ en laboratorio fue 30.5 días, presenta cuatro instares larvarios, los mejores parámetros para separarlos son el ancho de la cápsula cefálica y largo del cuerpo en combinación. La proporción sexual fue de 1.25 hembras por cada macho. La duración del ciclo biológico de estas especies de Sciaridae, está estrechamente relacionada con la temperatura y la dieta.

En el vivero forestal de Temamatla, Estado de México las larvas y adultos de *L. ingenua* y *B. impatiens* se asociaron con los géneros de hongos fitopatógenos *Vertici-*

llium, *Penicillium*, *Alternaria*, *Fusarium*, *Paecilomyces*, *Aspergillus* y *Mucor*. Estos hongos pueden ser distribuidos dentro del sustrato de los tubetes por las larvas y entre contenedores y platabandas por los adultos. Las larvas de *B. impatiens* y *L. ingenua* se asocian a *Fusarium circinatum* que es un patógeno importante del género *Pinus*.

Los daños causados en la raíz por las larvas del ciárido pueden ocasionar la muerte de las plántulas de *P. montezumae*. Las larvas de mosquito fungoso negro son capaces de detectar en 15 minutos la raíz del pino. La asociación de *B. impatiens* y *L. ingenua* con hongos patógenos y su posible transmisión a las plántulas del género *Pinus* debe de ser estudiada para conocer con precisión el papel que tienen estos insectos en la movilidad y transmisión de hongos patógenos de importancia forestal.

AGRADECIMIENTOS

Al Mayor de Caballería Teodoro Ariel Ake Dzib, Jefe del Vivero Forestal Militar Temamatla; a los Ingenieros Alberto González Enríquez, Oscar Andree Azuara González y Alejandro Castro Moreno, personal técnico del Vivero de Temamatla, por su apoyo en la fase de campo en el control del mosquito fungoso negro.

REFERENCIAS

- Aguilera, P.A. y K.F. Ortega. 1996. *Bradysia coprophila* (Linné) (Diptera: Sciaridae) en Trébol Rosado (*Trifolium pratense* L.). *Agricultura Técnica* 56(2):135-138.
- Braun, S.E., J.P. Sanderson, E.B. Nelson, M.L. Daughtrey y S.P. Wraight. 2009. Fungus gnat feeding and mechanical wounding inhibit *Pythium aphanidermatum* infection of geranium seedlings. *Phytopathology* 99(12):1421-1428.
- Carrillo, L. 2003. Los hongos de los alimentos y forrajes. Universidad de Salta. Salta, Argentina. 130 pp.
- Chapman, R.F. 1982. The insects structure and function. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts. EUA. 919 p.
- Cibrián T., D., D.S. García y M.B. Don Juan. 2008. Manual de identificación y manejo de plagas y enfermedades en geroplasma y planta producida en viveros. Comisión Nacional Forestal. México. 153 p.



- Erler, F., E. Polat, H. Demir, M. Catal y G. Tuna. 2011. Control of mushroom sciarid fly *Lycoriella ingenua* populations with insect growth regulators applied by soil drench. *Journal of Economic Entomology* 104(3):839-844.
- Frouz, A. y A. Nováková. 2001. A new method for rearing the sciarid fly, *Lycoriella ingenua* (Diptera: Sciaridae), in the laboratory: possible implications for the study of fly-fungal interactions. *Pedobiologia* 45(4):329-340.
- García P., F. 2008. Fungus gnat: Insecto plaga en ornamentales. Instituto Nacional de investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (Inifap). 6 p.
- Gardiner, R.B., W.R. Jarvis y J.L. Shipp. 1990. Ingestion of *Phytium* spp. by larvae of the fungus gnat *Bradysia impatiens* (Diptera:Sciaridae). *Annals of Applied Biology* 116(2): 205-212.
- Gillespie, R.D. y J.G. Menzies. 1993. Fungus gnats vector *Fusarium oxysporum* f.sp. *radicis-lycopersici*. *Annals of Applied Biology* 123(3): 539-544.
- Hurley, B.P., B. Slippers, T.A. Coutinho, B.D. Wingfield, P. Govender y M.J. Wingfield. 2007. Molecular detection of fungi carried by *Bradysia difformis* (Sciaridae: Diptera) in South African forestry nurseries. *Southern Hemisphere Forestry Journal* 69(2):103-109.
- Hurley, B.P., B. Slippers, B.D. Wingfield, P. Govender, J.E. Smith y M.J. Wingfield. 2010. Genetic diversity of *Bradysia difformis* (Sciaridae: Diptera) populations reflects movement of an invasive insect between forestry nurseries. *Biological Invasions* 12(4):729-733.
- James, D.M. 2003. Botany an introduction to plant biology. 3a ed. Jones and Bartlett Publishers. EUA. Massachusetts. 848 p.
- James, R.L., R.K. Dumroese y D.L. Wenny. 1995. *Botritys cinerea* carried by adult fungus gnats (Diptera: Sciaridae) in container nurseries. *Tree Planters Notes* 46(2):48-53.
- Kalb, D.W. y R.L. Millar. 1986. Dispersal of *Verticillium albo-atrum* by the fungus gnat (*Bradysia impatiens*). *Plant Disease* 70(8):752-753.
- Keates, S.E., R.N. Sturrock y J.R. Sutherland. 1989. Populations of adult fungus gnats and shore flies in British Columbia container nurseries as relates to nursery environment, and incidence of fungi on the insects. *New Forests* 3:1-9.
- Komarov, S.S. 2009. A review of species of the sciarid-fly genus *Lycoriella* Frey (Diptera, Sciaridae) of the Altai fauna. *Entomological Review* 89(2):175-180.
- Landis, T.D., R.W. Tinus, S.E. McDonald y J.P. Barnett. 1989. The biological component: Nursery Pests and Mycorrhizae. Vol. 5. The Container Tree Nursery Manual. Agric. Handbk. 674. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 171 p.
- Lewandowski, M., A. Sznyk y A. Bednarek. 2004. Biology and morphometry of *Lycoriella ingenua* (Diptera: Sciaridae). *Biology Letters* 41(1):41-50.
- Loudon, B.J. 1978. A new species of *Lycoriella* Frey (Diptera: Sciaridae) infesting cultivates mushrooms in New South Wales. *Journal of the Australian Entomological Society* 17(2): 163-166.
- Mansilla, J. P., M. I. Pastoriza y R. Pérez. 2001. Estudio sobre la biología y control de *Bradysia paupera* Tuomikoski (= *Bradysia difformis* Frey) (Diptera: Sciaridae). *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas* 27:411-417.
- Menzel, F., J.E. Smith y J.P. Chandler. 2006. The sciarid fauna of the British Isles (Diptera: Sciaridae), including descriptions of six new species. *Zoological Journal of the Linnean Society* 146(1):1-147.
- Menzel, F., J. E. Smith y B. N. Colauto. 2003. *Bradysia difformis* Frey and *Bradysia ocellaris* (Comstock): two additional neotropical species of black fungus gnats (Diptera: Sciaridae) of economic importance: a redescription and review. *Annals of the Entomological Society of America* 96(4):448-457.
- Mirov, N.T. 1967. The genus *Pinus*. The Ronald Press Company. EUA, Nueva York. 602 p.
- Mohrig, W. y F. Menzel. 2009. Sciaridae (Black fungus gnats). In: B.V. Brown, A. Borkent, J. M. Cumming, D. M. Wood, N. E. Woodley y M. A. Zumbado, eds. Manual of Central American Diptera Vol 1. Monograph Publishing Program. Canada: National Research Council of Canada. p:279-292.
- Mohrig, W., K. Helelr, H. Hipa, P. Vilkamaa y F. Menzel. 2012. Revision of black fungus gnats (Diptera: Sciaridae) of North America. *Studia Dipterologica* 19(1/2):141-286.

- O'Connor, L. y C.B. Keil. 2005. Mushroom host influence on *Lycoriella mali* (Diptera: Sciaridae) life cycle. *Journal of Economic Entomology* 98(2):342-349.
- Pérez M., C., R.I. Rojas M., R. Alatorre R., F. Hernández R. y G. Otero C. 2013. Análisis de la variación intraespecífica de *Conidiobolus coronatus* usando RAPD y secuencias ITS. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica* 30(20):1-6.
- Poinar, G.O. JR. y G.M. Thomas. 1984. Laboratory guide to insect pathogens and parasites. Plenum Press. Nueva York y Londres. 392 p.
- Pundt, L. 1999. Fungus gnats are a serious pests. *Yankee Grower* Septiembre-Octubre.
- Radin, B., W.V.R. Dos-Santos, L.B. Brito, S. Witter y S.J.R. Pfeifer. 2009. *Bradysia* sp. em morangueiro. *Ciencia Rural* 39(2):547-550.
- Shamshad, A., A.D. Clift y S. Mansfield. 2009. The effect of tibia morphology on vector competency of mushroom sciarid flies. *Journal of Applied Entomology* 133(6):484-490.
- Shin, S.G., H.S. Lee y S. Lee. 2012. Dark winged fungus gnats (Diptera: Sciaridae) collected from shiitake mushroom in Korea. *Journal of Asia-Pacific Entomology* 15(1):174-181.
- Smith, J.E., P.F. White, R.N. Edmondson y D. Chandler. 2006. Effect of different *Agaricus* species on the development of the mushroom sciarid fly *Lycoriella ingenua*. *Entomologia Experimentalis et applicata* 120(1):63-69.
- S-PLUS 6.1 for Windows Guide to Statistics. 2001. Vol. 2. Insightful Corporation, Seattle, WA. p:141-146.
- Springer, T.L. 1995a. Fungus gnats (Diptera: Sciaridae) feeding damage to legume seedling. *Journal of the Kansas Entomological Society* 68(2):240-242.
- Springer, T.L. 1995b. Vulnerability of pasture and range legumes to fungus gnats. *Crop Science* 35(2):534-536.
- Steffan, W.A. 1981. Sciaridae. In: J.F. McAlpine, B.V. Peterson, G.E. Shewell, H.J. Teskey, J.R. Vockeroth y D.M. Wood, eds. Manual of Nearctic Diptera, vol. 1. Research Branch Agriculture Canada Monograph 27. Canada. p:247-255.
- Steffan, W.A. 1974. Laboratory studies and ecological notes on Hawaiian Sciaridae (Diptera). *Pacific Insects* 16(1):41-50.
- Wilkinson, J.D. y D.M. Daugherty. 1970. The biology and immature stages of *Bradysia impatiens* (Diptera: Sciaridae). *Annals of the Entomological Society of America* 63(3):656-660.
- Wingfield, M.J., A. Hammerbacher, R.J. Ganley, E.T. Steenkamp, T.R. Gordon, B.D. Wingfield y T.A. Coutinho. 2008. Pitch canker by *Fusarium circinatum* a growing threat to pine plantations and forest worldwide. *Australasian Plant Pathology* 37:319-334.
- White, P.F., J.E. Smith y F. Menzel. 2000. Distribution of Sciaridae (Dipt.) species infesting commercial mushroom farms in Britain. *Entomologist's Monthly Magazine* 136(1636/1639):207-209.

Manuscrito recibido el 8 de noviembre de 2013.

Aceptado el 7 de agosto de 2014.

Este documento se debe citar como:

Marín-Cruz, V.H., D. Cibrián-Tovar, J.T. Méndez-Montiel, O.A. Pérez-Vera, J.A. Cadena-Meneses, H. Huerta, G. Rodríguez-Yam y J.A. Cruz-Rodríguez. 2015. Biología de *Lycoriella ingenua* y *Bradysia impatiens* (Diptera: Sciaridae). *Madera y Bosques* 21(1):113-128.



Densidad básica de la madera de dos pinos y su relación con propiedades edáficas

Specific gravity of wood from two pines and its relation with
edaphic properties

Oscar G. Vázquez-Cuecuecha¹, Eunise M. Zamora-Campos^{1,*}, Elizabeth García-Gallegos¹
y Juan Alberto Ramírez-Flores²

¹ Centro de Investigación en Genética y Ambiente.
Universidad Autónoma de Tlaxcala. Tlaxcala, México.
oscarvcm@yahoo.com.mx, gallegoseg@hotmail.com

² Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma de
Tlaxcala. Tlaxcala, México. dxalberto@hotmail.com

* Autor de correspondencia. eunicemarina@yahoo.es.

RESUMEN

Para identificar las diferencias en densidad básica de la madera por especie y algunas características físicas y químicas del suelo de dos sitios, así como su influencia sobre la densidad básica de la madera, se eligieron dos rodales naturales en el centro de México donde coexisten *Pinus patula* y *Pinus ayacahuite* var. *veitchii*. La densidad básica de la madera se determinó a partir de 78 individuos. Las muestras de suelo se tomaron al pie de cada árbol para determinar el pH, textura y densidad aparente del suelo, porcentaje de materia orgánica, porosidad, carbono total así como fracciones húmica y no húmica. No se detectaron diferencias entre sitios por especie para densidad básica de la madera. El análisis edáfico evidenció diferencias significativas para la mayoría de las propiedades entre sitios y mayor variación dentro de Ejido Ingenio del Rosario Xico, Veracruz, México; solo se verificó correlación negativa entre la densidad básica de la madera de *Pinus patula* y la densidad aparente del suelo del rodal de Ejido Ingenio del Rosario, Xico, Ver; por lo que se concluye que estas especies pueden establecerse y desarrollarse en sitios con características edáficas distintas sin presentar cambios importantes en la calidad de su madera.

PALABRAS CLAVE: calidad de la madera, densidad aparente del suelo, *Pinus ayacahuite* var. *veitchii*, *Pinus patula*, rodales naturales.

ABSTRACT

The aim of this study was to identify wood density differences between sites for each species as well as to relate the basic wood density of *Pinus patula* and *Pinus ayacahuite* var. *veitchii* with some soil physico-chemical properties. In order to identify differences between wood density, soil properties and assess the influence degree of pH, percentage of organic matter, humic and non humic fractions, total carbon, texture, porosity and soil bulk density, two natural stands where both species coexist, were selected from Central Mexico. 78 trees were used to determine basic wood density. No differences within species between sites for basic wood density were found. Most of the edaphic properties were significantly different between sites and higher variation were observed within Ejido Ingenio del Rosario. Soil bulk density was negatively correlated with wood density of *Pinus patula* native from Ejido Ingenio del Rosario, Xico, Veracruz. It is concluded that soil factors do not influence strongly the expression of this feature in both species, so commercial or conservation plantations can be done in different soils types without changes in wood quality.

KEY WORDS: wood quality, soil bulk density, *Pinus ayacahuite* var. *veitchii*, *Pinus patula*, natural stands.

INTRODUCCIÓN

Pinus patula Schl. *et* Cham. y *Pinus ayacahuite* var. *veitchii* Shaw, son dos de las especies comerciales más importantes en Tlaxcala y en la región centro de México, pues se trata de especies multipropósito cuya madera es útil para elaborar una amplia variedad de productos y que además proporcionan servicios ecosistémicos como protección de cuencas, fijación de CO₂, hábitat de especies asociadas, entre otros (Álvarez *et al.*, 2009; Figueroa-Navarro *et al.*, 2010).

La madera es un recurso renovable con infinitud de usos. Sus propiedades físicas y mecánicas la hacen uno de los materiales estructurales, combustibles o celulósicos más importantes. Dichas propiedades son definidas por la estructura anatómica y densidad básica de la madera, al tiempo que reflejan todos los factores ambientales y genéticos que operan sobre un árbol en el transcurso de su vida (Přemyslovská *et al.*, 2007).

La densidad de la madera ha sido ampliamente utilizada como factor de predicción del uso final. El conocimiento y manejo de este carácter en especies comerciales es muy deseable por su alta heredabilidad ($h^2 = 0.5-0.7$ en coníferas), mínima interacción genotipo-ambiente, gran variación entre árboles e importantes efectos sobre la calidad y rendimiento maderable (Panshin y De Zeeuw, 1980).

A pesar del fuerte control genético en la formación de la madera, en la variación de sus propiedades influyen también factores ambientales, condiciones del rodal, manejo y edad (Zobel y van Buijtenen, 1989). Carlson y Nimlos (1966) refieren una variación significativa para el peso específico de la madera del abeto Douglas en diferentes tipos de suelos. De acuerdo con Rigatto *et al.*, (2004), las variaciones de la calidad de la madera están fuertemente relacionadas con las propiedades físicas y químicas del suelo. Sin embargo, pocos estudios dan cuenta de la influencia de estas características sobre la calidad de la madera (Moya y Pérez, 2008; Moya y Alvarado-Calvo, 2012). Actualmente existen pocos trabajos alrededor del mundo sobre la relación entre la producción de madera y las propiedades físicas y químicas del suelo; los trabajos publicados corresponden principalmente a sitios donde se han establecido nuevas plantaciones de *Tectona grandis*,

Beddlea cordata, *Pinus taeda* y *P. contorta* (Rigatto *et al.*, 2004; Moya y Pérez, 2008; Moya *et al.*, 2010). Específicamente para *Tectona grandis* se indica una reducción promedio de 3% en el crecimiento radial a un pH menor de 6, en plantaciones de Panamá y Costa Rica (Alvarado y Fallas, 2004; Ugalde *et al.*, 2005).

Llama la atención que a pesar de la importancia de *P. patula* Schl. *et* Cham., como especie maderable comercial (Sáenz-Romero *et al.*, 2011) y de contarse con suficiente información sobre la calidad de su madera en programas de mejoramiento efectuados en el extranjero (Dvorak *et al.*, 2000), en México la información sobre la densidad básica de madera es escasa (Velázquez *et al.*, 2004) y no existen estudios que exploren el efecto de las propiedades edáficas sobre ella. Para *P. ayacahuite* var. *veitchii* Shaw, la información es menor debido a su limitada presencia (Musálem y Ramírez, 2003), así como a la intensidad de cosecha a la que ha sido sometida con las consecuentes modificaciones de hábitat, por lo que se torna imprescindible el conocimiento de las condiciones de los rodales existentes para manejarlos de manera sostenible, en lo que a la calidad de madera se refiere.

OBJETIVOS

Este trabajo busca determinar las diferencias en la densidad básica de la madera dentro de cada especie en dos rodales naturales del centro de México; identificar las diferencias en la densidad aparente, porosidad, materia orgánica, arena, limo, arcilla, fracción húmica, fracción no húmica, pH, así como carbono total del suelo, entre sitios, y examinar la influencia que estas propiedades edáficas ejercen sobre la densidad básica de la madera de *Pinus patula* y *Pinus ayacahuite* var. *veitchii* lo que contribuirá para la toma de decisiones en relación con el manejo productivo y en la conservación de las poblaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Áreas de estudio y muestreo

Los sitios muestreados fueron el predio *Ex hacienda Cuahicocotla* ubicado en el municipio de Emiliano Zapata (E.Z.),

Tlaxcala, México y *Ejido Ingenio del Rosario* (E.I.R.X.) que se sitúa en el municipio de Xico, Veracruz, México. Las características de cada sitio se describen en la Tabla 1.

Se seleccionaron 38 individuos de *P. ayacahuite* var. *veitchii*, 18 correspondientes a E.I.R.X. y 20 en E.Z. Para *P. patula* se eligieron 40 árboles, 20 por sitio. El muestreo se restringió a árboles maduros, con fuste recto, buena poda natural, copa balanceada y amplia, libres de plagas (Balonchi, 1990). La altura promedio de *P. ayacahuite* fue de 23.2 m y el diámetro normal de 49.6 cm. Para *P. patula* los valores medios de altura y diámetro normal fueron de 27.8 m y 38.7 cm, respectivamente.

De cada individuo se extrajo una muestra de madera, con la ayuda de un taladro Pressler marca Sunnto de 12 mm de diámetro, a 1.30 m de altura del árbol (Goche-Télles *et al.*, 2011), que incluyó el crecimiento desde la médula hasta la corteza. Las muestras se introdujeron en contenedores plásticos para asegurar su protección durante el traslado al laboratorio. Al mismo tiempo, tras retirar los residuos orgánicos no descompuestos, de la base de cada árbol se tomaron muestras simples de suelo a 30 cm de profundidad, con ayuda de una pala recta. Las muestras de suelo se guardaron en bolsas de polietileno. Ambas muestras se etiquetaron adecuadamente y se trasladaron al laboratorio.

Determinación de la densidad básica de la madera

Para obtener el peso saturado se introdujeron las muestras de madera en bolsas de polietileno perforadas correcta-

mente identificadas y se embebieron en agua potable hasta su saturación durante 20 días aproximadamente. El agua se sustituyó periódicamente para evitar contaminación por hongos. Al término de este periodo, las muestras se pesaron en una balanza analítica marca Ohaus con resolución de diezmilésimos de gramo y se registraron los valores de peso saturado por muestra. Posteriormente se deshidrataron durante 5 días a temperatura de 100 °C ± 5 °C en un horno de secado marca Riossa modelo H-33, para obtener el peso anhidro de cada muestra. Se utilizó la misma balanza analítica y un desecador con sílica-gel en su interior. Con los valores obtenidos de peso anhidro y peso saturado se calculó la densidad básica de la madera empleando la fórmula propuesta por Smith (1954).

$$Dm = \frac{1}{\frac{Ps-Pa}{Pa} + \frac{1}{1.53}}$$

- Dónde:
- Dm* = densidad básica de la madera (g cm⁻³)
 - Ps* = peso saturado (g)
 - Pa* = peso anhidro (g)
 - 1.53 = constante de la densidad (peso específico) de la madera.

Las muestras de suelo se colocaron sobre papel kraft a temperatura ambiente y a la sombra, posteriormente fueron tamizadas en malla de 2 mm de abertura para obtener un tamaño de partícula homogéneo y determinar

TABLA 1. Descripción de los dos sitios muestreados en el centro de México.

| Sitio | Altitud (m snm) | Ubicación geográfica | Tipo de clima | Temperatura promedio anual (°C) | Precipitación anual (mm) |
|----------|-----------------|--------------------------------|--|---------------------------------|--------------------------|
| E. Z. | 3000 | 19° 34' 25" N 97° 57' 15" O | Templado semifrío húmedo con lluvias en verano | 14.6 | 1380 |
| E.I.R.X. | 2700 | 19° 30' 29" N 90° 05' 17" O | Templado semifrío húmedo con lluvias en verano | 12.7 | 1970 |

Fuentes: Inegi (2005); Instituto Nacional de Ecología (2002) y Conagua (2014).

pH en una suspensión de suelo:agua (1:2 p/v) y en una suspensión de suelo:KCl 1M (1:2 p/v) (Jackson, 1976), materia orgánica por el método Walkley y Black (Jackson, 1976), textura por el hidrómetro de Bouyoucos (Rodríguez y Rodríguez, 2002), densidad aparente y porosidad por Hernández (2007) y finalmente el fraccionamiento físico de la materia orgánica se realizó por el método densimétrico de acuerdo con Galantani (2008).

Análisis de datos

Para identificar las diferencias entre sitios dentro de especies, a los valores individuales de densidad básica de madera se les aplicó un análisis de varianza bajo un modelo de efectos fijos utilizando la versión libre del programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2013). Y una comparación de medias por el método Tukey. El modelo estadístico empleado fue:

$$Y_{ij} = \mu + S_i + e_{ij}$$

Dónde:

- Y_{ij} = densidad de la madera
- μ = media general
- S_i = efecto del i-ésimo sitio
- e_{ij} = error aleatorio.

A través del coeficiente de Pearson se evaluó el grado de asociación entre la densidad básica de la madera y cada

una de las propiedades del suelo por sitio usando Statgraphics Centurion XVI (StatPoint Technologies, 2011).

RESULTADOS

Densidad básica de la madera.

No se detectaron diferencias dentro de especies ($p \leq 0.05$) para la densidad básica de la madera entre las sitios donde ocurren naturalmente *P. patula*. y *P. ayacahuite* var. *veitchii* (Fig. 1 y Tabla 2). Debido a lo anterior, se agruparon todos los individuos por especie y se obtuvo la media de la densidad básica de la madera para *P. patula* (0.467 g cm^{-3}) y *P. ayacahuite* var. *veitchii* (0.368 g cm^{-3}).

Propiedades del suelo y su relación con la densidad básica de la madera

En la tabla 3, se verifican diferencias significativas entre sitios y entre especies ($p \leq 0.05$). De acuerdo con la NOM-021-Semarnat (DOF, 2002), para *P. patula* el $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ en el suelo fue moderadamente ácido en E.Z. y fuertemente ácido en E.I.R.X. Los porcentajes de materia orgánica y carbono total en el sitio E.I.R.X. con *P. ayacahuite* var. *veitchii*, fueron significativamente mayores que en el resto. Por su parte, la fracción húmica en el suelo del sitio E.I.R.X. es significativamente mayor que la del suelo del sitio E.Z. y lo mismo sucede en los suelos donde se desarrolla *P. patula*.

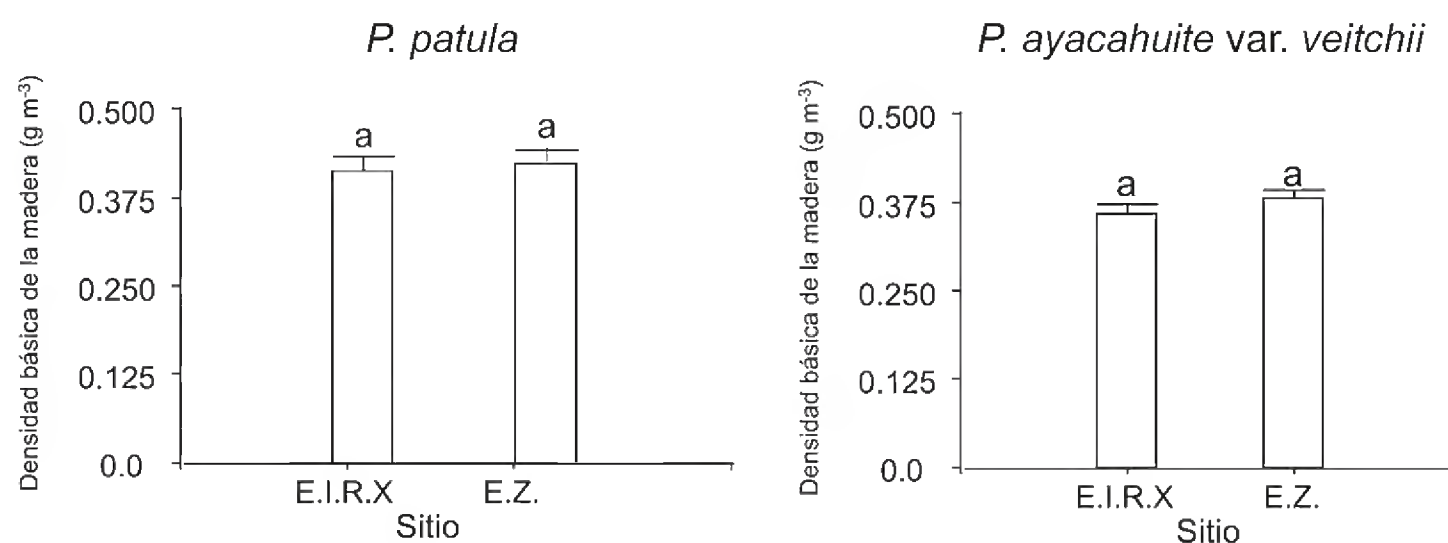


FIGURA 1. Densidad básica de la madera de *Pinus patula* Schl. et Cham. y *Pinus ayacahuite* var. *veitchii* Shaw. en los dos sitios del centro de México. Letras iguales indican que no existen diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) dentro de especies entre localidades.

TABLA 2. Estadísticas descriptivas para la densidad básica de la madera de *P. patula* y *P. ayacahuite* var. *veitchii* de dos sitios del centro de México.

| Especie | Densidad básica de la madera (g cm ⁻³) | | | | |
|--|--|--------|--------|---------------------|----------------|
| | Promedio | Mínimo | Máximo | Desviación estándar | Error estándar |
| <i>Pinus patula</i> | 0.46 | 0.27 | 0.82 | 0.08 | 0.2 |
| <i>Pinus ayacahuite</i> var. <i>veitchii</i> | 0.37 | 0.30 | 0.56 | 0.04 | 0.1 |

TABLA 3. Propiedades edáficas del suelo sobre las que se desarrollan *P. patula* y *P. ayacahuite* var. *veitchii*, en los dos sitios del centro de México.

| Variables | <i>Pinus patula</i> | | | | <i>Pinus ayacahuite</i> | | | |
|---------------------------|---------------------|---|-----------------|---|-------------------------|---|-----------------|---|
| | <i>E.Z.</i> | | <i>E.I.R.X.</i> | | <i>E.Z.</i> | | <i>E.I.R.X.</i> | |
| pH _{H2O} | 6 ± 0.3 | a | 5 ± 0.4 | b | 6.5 ± 0.4 | c | 5.1 ± 0.3 | b |
| pH _{KCl} | 5.1 ± 0.3 | a | 3.8 ± 0.4 | b | 5.3 ± 0.5 | a | 3.8 ± 0.3 | b |
| Carbono total (%) | 14.0 ± 2.2 | b | 15.2 ± 5.5 | b | 12.4 ± 5 | b | 28.2 ± 10.4 | a |
| Dap (g cm ⁻³) | 0.8 ± 0.05 | b | 1.1 ± 0.08 | a | 0.8 ± 0.1 | b | 1.1 ± 0.07 | a |
| FH (%) | 3.4 ± 2.2 | c | 13.3 ± 11 | a | 4.1 ± 3.7 | b | 12.2 ± 9.4 | a |
| FNH (%) | 94.8 ± 2.4 | a | 86.6 ± 11 | a | 45.3 ± 8.6 | c | 87.8 ± 9.5 | a |
| Porosidad (%) | 64.7 ± 2.2 | a | 56 ± 5.9 | b | 66 ± 3.9 | a | 50 ± 6.8 | b |
| Materia orgánica (%) | 23.9 ± 3.9 | b | 26.6 ± 9.4 | b | 21.4 ± 8.7 | b | 48.9 ± 18.2 | a |
| Arena (%) | 46.2 ± 9.3 | c | 78 ± 6.2 | a | 56 ± 9.2 | b | 78.6 ± 6.5 | a |
| Arcilla (%) | 9.3 ± 4.0 | a | 5.9 ± 5.8 | b | 9.4 ± 3.4 | a | 4.5 ± 2.1 | c |
| Limo (%) | 34.4 ± 8.8 | a | 17.3 ± 4.7 | b | 6.9 ± 3.3 | c | 16.7 ± 4.9 | b |

Los valores corresponden a la media y su respectiva desviación estándar. Letras distintas por fila indican diferencias significativas en la prueba de medias de Tukey ($p \leq 0.05$). Dap: densidad aparente; FH: fracción húmica; FNH: fracción no húmica. (n=20).

La densidad aparente y el porcentaje de porosidad del suelo en el sitio *E.Z.*, con ambas especies, fueron estadísticamente diferentes a los presentados por el suelo del sitio *E.I.R.X.* Finalmente, en todos los suelos predomina la fracción arena, siendo significativamente mayor en los suelos de Xico, mientras que el contenido de arcilla en los suelos de *E.Z.* fue significativamente mayor con respecto a *E.I.R.X.*, lo que permite inferir la presencia de pocos sitios de intercambio en los suelos (Tabla 3).

El análisis de correlación de los parámetros edáficos de los suelos de los sitios con *P. patula* y *P. ayacahuite* (Tabla 4), mostró que la densidad aparente del suelo en el

Ejido Ingenio del Rosario, Xico; fue el único parámetro que correlacionó negativa y significativamente con la densidad básica de la madera de *Pinus patula* (Fig. 2); sin embargo, es una relación relativamente débil entre variables, el modelo ajustado explica 22.77% de la variabilidad en la densidad de la madera.

DISCUSIÓN

Los valores medios de densidad básica de la madera de *P. patula* y *P. ayacahuite* en este estudio (Tabla 2) permiten clasificar a la madera de *P. patula* como moderadamente pesada y como moderadamente liviana para *P. ayacahuite*

TABLA 4. Coeficientes de correlación de las características físicas y químicas de los suelos de E.I.R.X. y E.Z. con la densidad de la madera de *P. patula* y *P. ayacahuite* var. *veitchii*.

| Suelos de Xico | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|-------------------|-------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------------|---------------|---------------|---------------|
| Especie | pH _{H2O} | pH _{KCl} | MO | CT | FH | FNH | P | Dap | Arena | Arcilla | Limo |
| <i>P. patula</i> | | | | | | | | | | | |
| DM | 0.1185 ns | -0.1007 ns | 0.0090 ns | 0.0610 ns | -0.2245 ns | 0.2245 ns | -0.0195 ns | -0.4773* (0.0333) | -0.1111 ns | -0.1048 ns | 0.1404 ns |
| <i>P. ayacahuite</i> | | | | | | | | | | | |
| DM | 0.1940 ns | 0.0742 ns | 0.3670 ns | 0.3534 ns | 0.0509 ns | -0.0481 ns | 0.2600 ns | -0.3252 ns | 0.4053 ns | -0.3947 ns | -0.3624 ns |
| Suelos de Emiliano Zapata | | | | | | | | | | | |
| <i>P. patula</i> | | | | | | | | | | | |
| DM | 0.3280 ns | 0.3442 ns | -0.1316 ns | -0.1773 ns | 0.2789 ns | 0.0557 ns | 0.2203 ns | -0.1751 ns | 0.1044 ns | -0.3602 ns | -0.0566 ns |
| <i>P. ayacahuite</i> | | | | | | | | | | | |
| DM | 0.0110 ns | 0.0990 ns | -0.2794 ns | -0.2795 ns | 0.1870 ns | -0.2174 ns | -0.1795 ns | 0.1298 ns | -0.0222 ns | -0.2182 ns | 0.1213 ns |

ns= no significativo, MO: materia orgánica, CT: carbono total, FH: fracción húmica, FNH: fracción no húmica, P: porosidad, Dap: densidad aparente, DM: densidad de la madera. Coeficiente de Pearson: *p < 0.05.

var. *veitchii* (Fuentes, 1995). Estos resultados fueron similares a los hallados por otros autores. Por ejemplo, Goche-Télles *et al.*, (2011), encontraron un promedio de 0.46 g cm⁻³ para *P. patula* de tres localidades en Hidalgo, México, así como variación entre rodales. Goche-Télles *et al.*, (2003), describen valores de 0.45 g cm⁻³ y 0.44 g cm⁻³, en dos rodales antes y después de ser sometidos a aclareo, respectivamente, en la Sierra de Zacualtipán, Hidalgo, México. Para *P. ayacahuite* var. *veitchii*, de Chignahuapan, Puebla, México; Goche-Télles *et al.*, (2000), indican un valor promedio de 0.36 g cm⁻³, al analizar la variación dentro del árbol. Por su parte, Candelario (1980) refiere existencia de variación entre sitios, entre árboles y dentro del árbol para el peso específico anhidro de la madera de *P. ayacahuite* var. *veitchii* de dos localidades del estado de Puebla y una de Veracruz, en México.

Se ha reconocido que el ambiente y las prácticas silvícolas son factores relevantes en la determinación de la densidad de la madera (Guilley *et al.*, 2004), pero aunque

las condiciones climáticas de los sitios analizados en este estudio fueron distintas en temperatura (cuyo promedio anual es mayor en E.Z.) y precipitación (más abundante en E.I.R.X.), tales diferencias no influyeron significativamente sobre la densidad básica de la madera de estos pinos, lo cual se debe a que el impacto de los factores ambientales sobre el crecimiento de los árboles varía ampliamente a nivel de especie, pero no es relevante cuando los factores ambientales caen en las condiciones óptimas (Romanya y Vallejo, 2004). La temperatura media es inmejorable para las dos especies en ambos sitios, al igual que la precipitación registrada en E.Z., pero es mucho mayor en E.I.R.X. (Perry, 1991 y Eguiluz, 1982), no obstante, como ya se ha mencionado, dicha diferencia no ejerce ningún efecto sobre la densidad básica de la madera de estos pinos.

En cuanto a los tipos de suelos, E.Z. cuenta con Foezem hálpicos y Regosoles eútricos (Inegi, 1983), mientras que en E.I.R.X. son del orden Andosol ócrico (Instituto

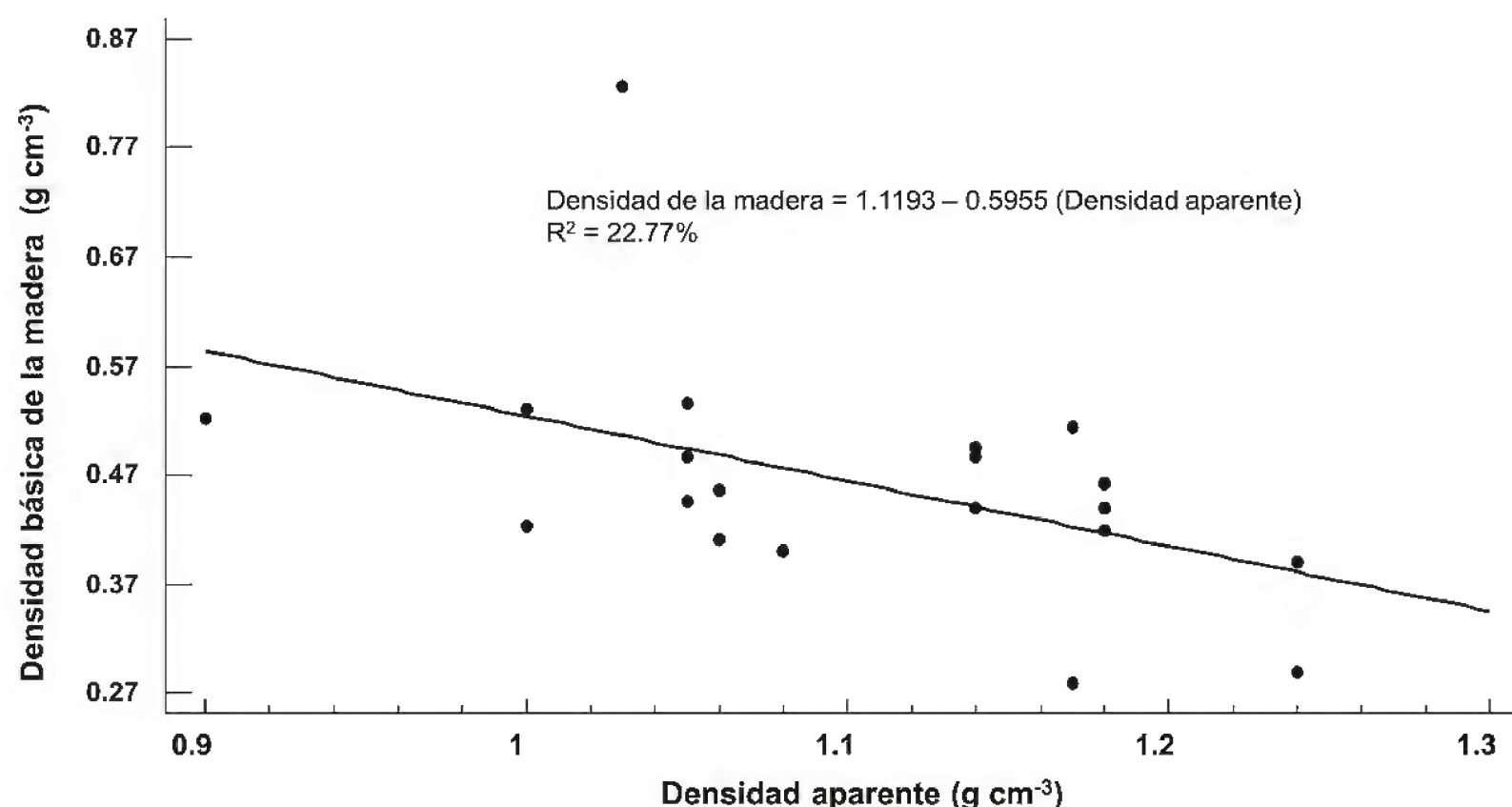


FIGURA 2. Relación entre densidad de la madera (g cm^{-3}) y la densidad aparente del suelo (g cm^{-3}).

Nacional de Ecología, 2002); los dos primeros se caracterizan por contener mucha materia orgánica y nutrimentos, mientras que el último se documenta como un suelo excepcionalmente productivo en madera, así como en biodiversidad florística y faunística (Gómez-Tagle y Chávez-Huerta, 2000). Las diferencias significativas verificadas en todas las variables analizadas, excepto para la densidad aparente del suelo donde crece *P. patula*, en E.I.R.X., tampoco ejercieron efectos diferenciales sobre el tipo de células de madera producida dentro de especies. En el caso particular de la densidad aparente, Jaramillo (2002) menciona que el promedio es de 0.22 g cm^{-3} para suelos de bosque, y en el presente estudio se obtuvieron valores más altos, destacando el total medio de 1.10 g cm^{-3} en E.I.R.X., valor que indica un mayor grado de compactación del suelo y no correlaciona con la cantidad de la materia orgánica presente en el suelo.

La correlación negativa expresada entre la densidad aparente del suelo y la densidad básica de la madera de *P. patula* en E.I.R.X., indica que los incrementos en la primera se traducen en una disminución de la segunda, debido a la baja exploración que efectuarían las raíces con la consecuente menor absorción de nutrimentos y agua, así como a la disminución del intercambio gaseoso

de las raíces debido a la compactación de las partículas del suelo. De acuerdo con Moya y Pérez (2008), el crecimiento del árbol y la densidad de la madera están fuertemente relacionados con las propiedades físicas y químicas del suelo, pues estos factores afectan la densidad vía los efectos en el ancho de anillo, al estar asociadas a la división y diferenciación de las células cambiales; por ejemplo, en algunas especies de hoja ancha se puede obtener una madera de baja densidad sobre sitios con propiedades edáficas favorables para el crecimiento del rodal (particularmente diámetro del fuste), con una consecuente baja calidad para usos estructurales (Cutter *et al.*, 2004). Přemyslovská *et al.* (2007), encontraron para *Picea abies* los valores de densidad de la madera más altos en los rodales con pH bajo. Para plantaciones de Teca establecidas en Costa Rica sobre suelos con diferentes características de fertilidad Moya *et al.* (2010), encontraron los valores más altos de peso específico de la madera en las plantaciones con una baja tasa de crecimiento anual y cuyos suelos presentaban un contenido de Cu menor a 15 mg/L . Por otra parte, existe evidencia de que la compactación del suelo debida al aprovechamiento forestal en rodales de *Pseudotsuga menziesii*, favorece el crecimiento inicial de la regeneración (Ares *et al.*, 2005);

hecho que resulta contradictorio con la posibilidad de que las deficiencias nutrimentales e hídricas debidas a una insuficiente exploración radicular afecten su productividad.

Los bajos coeficientes de correlación en los demás parámetros físicos y químicos sugieren que la densidad básica de la madera, de ambas especies, no puede ser explicada por las características edáficas seleccionadas y que los factores genéticos, están ejerciendo mayor influencia sobre ella. Debido a la alta heredabilidad documentada (Zobel y Talbert, 1988; Cornelius, 1994; Zobel y Jett, 1995; Senisterra *et al.*, 2008; Gutiérrez-Vázquez *et al.*, 2010), el resto de las características parece no tener un fuerte grado de influencia.

CONCLUSIONES

- La densidad básica de la madera dentro de especies no es distinta entre sitios.
- Las características edáficas evaluadas en ambos sitios difieren significativamente.
- Debido a que las características evaluadas del suelo no tienen influencia significativa sobre la densidad básica de la madera de *Pinus patula* y *Pinus ayacahuite* var. *veitchii*, es posible utilizar una amplia variedad de suelos para plantaciones de estas especies sin cambios sobre la calidad de la madera.

REFERENCIAS

- Alvarado, A. y J.L. Fallas. 2004. La saturación de acidez y el encalado sobre el crecimiento de la Teca (*Tectona grandis* L.f.) en suelos ácidos de Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 28(1):81-87.
- Álvarez, J.G., M.T. Colinas, J. Sahagún, A. Peña y J.L. Rodríguez. 2009. Tratamientos de poscosecha en árboles de navidad de *Pinus ayacahuite* Ehrh. y *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco. *Revista Ciencia Forestal en México* 34 (106):171-190.
- Ares, A., T.A. Terry, R.E. Miller, H.W. Anderson y B.L. Flaming. 2005. Ground-based forest harvesting effects on soil physical properties and Douglas-Fir growth. *Soil Science Society of America* 69(6):1822-1832.
- Baloncchi, E.C. 1990. Tree improvement program. Bulletin on Tropical Forestry. No. 7. North Carolina State University. Raleigh, Carolina del Norte, E.U.A. 36 p.
- Candelario, M.M. 1980. Estudio de la variación de algunas características físicas y mecánicas de *Pinus ayacahuite* var. *veitchii* y *Pinus patula*. Tesis de Ingeniero Agrónomo Especialista en Bosques. Departamento de Bosques. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. 156 p.
- Carlson, T.C. y T.J. Nimlos. 1966. Using soil series to predict site index and wood specific gravity in Western Montana. *Northwest Science* 40(2):56-67.
- Conagua (Comisión Nacional del Agua). 2014. Normales climatológicas 1951-2010. Tlaxcala y Veracruz. En línea: http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=42&Itemid=75
- Cornelius, J. 1994. Heritabilities and additive genetic coefficients of variation in forest trees. *Canadian Journal of Forestry Research* 24(2):372-379.
- Cutter, B.E., M.V. Coggeshall, J.E. Phelps, y D.D. Stokke. 2004. Impacts of forest management activities on selected hardwood wood quality attributes: a review. *Wood and Fiber Science* 36(1):84-97.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C.W. Robledo. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2002. Norma Mexicana NOM-021-Semarnat-2000. Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreos y análisis. 31 de diciembre de 2002. 85 p.
- Dvorak, W.S., G.R. Hodge, J.E. Kietzka, F. Malan, L.F. Osorio y T.K. Stanger. 2000. *Pinus patula*. In: Camcore. Conservation & Testing of Tropical & Subtropical Forest Tree Species by the CAMCORE Cooperative, College of Natural Resources. NCSU. Raleigh, NC. E.U.A. p:48-173.
- Eguiluz, T. 1982. Clima y distribución del género *Pinus* en México. *Ciencia Forestal* 7(38):30-44.
- Figueroa-Navarro, C.M., G. Ángeles-Pérez, A. Velázquez-Martínez, H.M. de los Santos-Posadas. 2010. Estimación de la biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula*



- Schldl. et Cham. en Zacualtipán, Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 1(1):105-112.
- Fuentes-Salinas, M. 1995. Tecnología de la Madera II: Propiedades Físico-Mecánicas. Dicifo. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, México. 120 p.
- Galantani, J.A. 2008. Fraccionamiento de la materia orgánica del suelo. In: J.A. Galantani, ed. Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Argentina. p:19-39.
- Goche-Télles, J.R., A. Velázquez-Martínez, A. Borja-de la Rosa, J. Capulín-Grande y C. Palacios-Mendoza. 2011. Variación radial de la densidad básica en *Pinus patula* Schldl et Cham. de tres localidades en Hidalgo. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 2(7):71-78.
- Goche-Télles, J.R., M. Fuentes-Salinas, A. Borja-de la Rosa y H. Ramírez-Maldonado. 2000. Variación de las propiedades físicas de la madera en un árbol de *Abies religiosa* y de *Pinus ayacahuite* var. *veitchii*. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 6(1):83-92.
- Goche-Télles, R., A. Velázquez-Martínez, A. Borja-de la Rosa, T. Terrazas, C. Cervantes-Martínez y A. Trinidad-Santos. 2003. Densidad básica y ancho de anillos de la madera de *Pinus patula* antes y después de un aclareo. *Interciencia* 28(12):705-709.
- Gómez-Tagle, A. y Y. Chávez-Huerta. 2000. Degradación de suelos forestales y programas de reforestación. *Foresta Veracruzana* 2(1):41-50.
- Guilley, E., J.C. Herve y G. Nepveu. 2004. The influence of site quality, silviculture and region on wood density mixed model in *Quercus petraea* Liebl. *Forest Ecology and Management* 189:111-121.
- Gutiérrez-Vázquez, B.N., M. Gómez-Cárdenas, S. Valencia-Manzo, E.H. Cornejo-Oviedo, J.A. Prieto-Ruíz y M.H. Gutiérrez-Vázquez. 2010. Variación de la densidad de la madera en poblaciones naturales de *Pinus oocarpa* Schiede ex Schl. TDL. del estado de Chiapas, México. *Revista Fitotecnia Mexicana* 33(4):75-78.
- Hernández, J.L. 2007. Métodos para el análisis físico de los suelos. Manual de laboratorio. Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas (INCA). Ediciones INCA. La Habana, Cuba. 54 p.
- Instituto Nacional de Ecología. 2002. Potencial de recarga de acuíferos y estabilización de ciclos hídricos de áreas forestadas. INE-Semarnat. En línea: http://www.inecc.gob.mx/descargas/dgipea/recarga_acuiferos_est.pdf
- Inegi. 1983. Cartas edafológicas para el estado de Tlaxcala E14B23 y E14B24, escala 1:50,000. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México, D.F.
- Inegi. 2005. Anuario Estadístico para el estado de Tlaxcala. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México, D.F.
- Jackson, M.L. 1976. Análisis químico de suelos. J. Beltrán M., traductor. 3ª ed. Omega. Barcelona, España. 622 p.
- Jaramillo, J.D. 2002. Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia. 613 p.
- Moya, R., V. Arce, E. González, C. Olivares y V. Ríos. 2010. Efecto de las propiedades físicas y químicas del suelo en algunas propiedades de la madera de teca (*Tectona grandis*). *Revista Árvore* 34(6):1109-118.
- Moya, R. y D. Pérez. 2008. Effect of physical and chemical soil properties on physical wood characteristics of *Tectona grandis* plantations in Costa Rica. *Journal of Tropical Forest Science* 20(4):147-155.
- Moya, R. y J. Alvarado-Calvo. 2012. Variation of wood color parameters of *Tectona grandis* and its relationship with physical environmental factors. *Annals Forest Science* 69(8):947-959.
- Musálem, M.A. y A. Ramírez. 2003. Monografía de *Pinus ayacahuite* var. *veitchii* Shaw. Semarnap-Conabio-Inifap. México. 364 p.
- Panshin, A. y J. De Zeeuw. 1980. Textbook of wood technology. 4a ed. McGraw-Hill. Nueva York, E.U.A. p:202-208.
- Perry, J.P. 1991. The pines of Mexico and Central America. Timber Press. Portland, Oregon, E.U.A. 231 p.
- Přemyslovská, E., J. Slezingerová, M. Rybníček, V. Gryc, H. Vavrčík y L. Praus. 2007. Basic density of wood in different forest type. In: K. Přemyslovská, J. Škvřenina y M. Blaženec, eds. Bioclimatology and natural hazards. International Scientific Conference, Pol'ananad Detvou. Slovakia. p:17-20.
- Rigatto, P.A., R.A. Dedecek y J.L. Monteiro de Matos. 2004. Influência dos atributos do solo sobre a qualidade da

- madeira de *Pinus taeda* para produção de celulose kraft. *Revista Árvore* 28:267-273.
- Rodríguez, F.H. y Rodríguez A.J. 2002. Métodos de análisis de suelos y plantas. Trillas. México, D.F. 196 p.
- Romanya, J. y V.R. Vallejo. 2004. Productividad de plantaciones de *Pinus radiata* en España en respuesta al clima y suelo. *Forest Ecology and Management* 195:177-189.
- Sáenz-Romero, C., J. Beaulieu y G.E. Rehfeldt. 2011. Altitudinal genetic variation among *Pinus patula* populations from Oaxaca, México, in growth chambers simulating global warming temperatures. *Agrociencia* 45:399-411.
- Smith, M.D. 1954. Maximum moisture content method for determining specific gravity of small samples. Forest Products Laboratory, Forest Service. U.S. Department of Agriculture. Report No. 2014. Madison WI. E.U.A. 8 p.
- Ugalde, L., A. Alvarado, J.M. Verjans, M. Mollinedo y L.C. Rudy. 2005. Soil-tree relationship and site factors in young teak (*Tectona grandis*) plantations in the western zone of the Panama Canal. *Agronomía Costarricense* 28:81-87.
- Senisterra, G.E., R.M. Marlats y M.G. Ducid. 2008. Fuste comercial de clones del género *Populus*: relación entre volumen y densidad de la madera con nutrientes inorgánicos. *FCA Uncuyo* XL(1):49-56.
- StatPoint Technologies. 2011. Statgraphics Centurion XVI. Software estadístico versión en español. United States of America.
- Velázquez, M., A.; G. Ángeles, O.T. Llanderal, A.R. Román, y V. Reyes. 2004. Monografía de *Pinus patula*. Conafor, Colpos, Semarnat. México, D.F. 124 p.
- Zobel, B.J. y J.T. Talbert. 1988. Técnicas de mejoramiento genético de árboles forestales. Limusa. México 545 p.
- Zobel, B.J. y J.P. vanBuijtenen. 1989. Wood variation, its causes and control. Springer-Verlag. Alemania. 363 p.
- Zobel, B.J. y J.B. Jett. 1995. Genetics of wood production. Springer-Verlag. Berlin-Heidelberg, Alemania. 337 p.
- Manuscrito recibido el 22 de febrero de 2014.
Aceptado el 29 de agosto de 2014.
- Este documento se debe citar como:
Vázquez-Cuecuecha, O.G., E.M. Zamora-Campos, E. García-Gallegos y J.A. Ramírez-Flores. 2015. Densidad básica de la madera de dos pinos y su relación con propiedades edáficas. *Madera y Bosques* 21(1):129-138.



Efecto del tratamiento higro-térmico en las **características** **acústicas de la madera** de *Quercus scytophylla* Liebm.

Effect of hygro-thermal treatment in the acoustic characteristics of the wood
of *Quercus scytophylla* Liebm.

Javier Ramón Sotomayor-Castellanos¹* Germán Suárez-Béjar¹ y Joel Benancio Olguín-Cerón¹

¹ Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera.
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
Michoacán, México.

* Autor de correspondencia. madera999@yahoo.com

RESUMEN

La madera del género *Quercus* presenta un potencial importante como material para la elaboración de productos de madera con alto valor agregado. Con el objetivo de verificar si un tratamiento higro-térmico aplicado a la madera de *Quercus scytophylla*, modifica de manera significativa su módulo de elasticidad y sus propiedades de amortiguamiento, se estudió el efecto del tratamiento en sus características acústicas. Se ensayaron 30 probetas sin tratamiento y 30 con tratamiento en vibraciones transversales y se calcularon los parámetros densidad, contenido de humedad, frecuencia natural, módulo de elasticidad, módulo específico, decremento logarítmico, coeficiente de amortiguamiento y coeficiente acústico. Análisis estadísticos demostraron que la frecuencia natural es un buen predictor de los módulos de elasticidad y que el tratamiento higro-térmico modificó significativamente la densidad y el decremento logarítmico.

PALABRAS CLAVE: coeficiente acústico, coeficiente de amortiguamiento, decremento logarítmico, frecuencia natural, módulo de elasticidad, vibraciones transversales

ABSTRACT

The influence of hygro-thermal treatment in the acoustic characteristics of *Quercus scytophylla* wood was studied. 30 specimens without treatment and 30 with treatment were tested in bending vibration (free-free supported). Density, moisture content, natural frequency, modulus of elasticity in bending vibration, specific modulus, logarithmic decrement, damping coefficient and acoustic coefficient were computed. Statistical analyses demonstrated that natural frequency is a good predictor of the modulus of elasticity and that hygro-thermal treatment modified significantly the density and logarithmic decrement.

KEY WORDS: acoustic coefficient, damping coefficient, logarithmic decrement, natural frequency, modulus of elasticity, bending vibration.

INTRODUCCIÓN

Las pruebas de vibraciones transversales han confirmado su utilidad para medir la frecuencia natural de una pieza de madera. Ponderando esta propiedad con la densidad y otros parámetros derivados de sus dimensiones, este método no destructivo es empleado para predecir el

módulo de elasticidad dinámico y el coeficiente de amortiguamiento de la madera (Kawamoto y Williams, 2002).

El módulo de elasticidad dinámico de la madera es un indicador de su resistencia a la deformación elástica y es uno de los parámetros de ingeniería más importantes para el diseño de productos y el cálculo de estructuras de

madera. Entre otras aplicaciones, este módulo se emplea para dimensionar elementos estructurales que satisfagan requisitos de calidad y de seguridad estructural. El coeficiente de amortiguamiento de la madera es un índice de su capacidad para disipar energía y es un parámetro importante en el cálculo y diseño de un elemento estructural o de un producto de madera que están sometidos a vibraciones (Tamarit y López, 2007).

Un buen diseño de estructuras de madera puede contribuir a mejorar el ambiente sonoro en construcciones, gracias a las propiedades acústicas del material. Entre otros indicadores de calidad de los materiales de construcción, el módulo elástico específico y el coeficiente acústico, son indicadores de la calidad de la madera para usos específicos donde se recomienda una alta resistencia en relación con su densidad. Además, son también indicadores para su empleo en productos o en aplicaciones donde el comportamiento acústico es relevante (Ashby, 2010). Las propiedades de la madera relacionadas con su caracterización acústica son importantes también para su valoración como materia prima para la elaboración de muebles usados como amplificadores de sonido y cajas de resonancia musicales (Bucur, 2006).

La caracterización mecánica-acústica de la madera ha sido posible gracias a la aplicación de métodos de evaluación de carácter no destructivo en el estudio de especies con vocación acústica y constructiva. Particularmente, las técnicas que utilizan ondas y vibraciones mecánicas para estimar su módulo de elasticidad, están documentadas recientemente, entre otros, por Sandoz *et al.* (2000), Pellerin y Ross (2002), Bucur (2006) y Ortiz *et al.* (2009).

Respecto a las características módulo de elasticidad dinámico y coeficiente de amortiguamiento de la madera, está documentado que estas varían de acuerdo con la composición química de la especie (Minato *et al.*, 2010), según el tratamiento químico a que sea sometida la madera (Brémaud *et al.*, 2010) y dependen también de las características anatómicas de cada especie (Brancheriau *et al.*, 2006a y 2006b; Brémaud *et al.*, 2011; Roohnia *et al.*, 2011a).

En la bibliografía especializada del país, se encuentran datos de características elásticas de maderas mexica-

nas determinadas en condiciones de carga estáticas (Tamarit y López, 2007; Silva-Guzmán *et al.*, 2010). Con todo, es notoria la escasez de datos derivados de pruebas mecánicas que puedan aplicarse en el estudio del comportamiento de productos funcionando en condiciones dinámicas, o para fines de diseño sísmico de estructuras.

En México existen publicaciones que proponen maderas mexicanas para su estudio y promoción en aplicaciones acústicas. Entre otros autores se pueden citar: Guridi y García (1997); Barajas y León (1984); Orduña y Quintanar (1992); Quintanar *et al.* (1998); Gutiérrez y Dorantes (2007); De la Paz *et al.* (2002); Tamarit y López (2007). Estos trabajos se orientan principalmente a la caracterización de la estructura anatómica y de los posibles usos de la madera en instrumentos musicales. Con excepción de Sotomayor-Castellanos *et al.* (2010 y 2013), Sotomayor-Castellanos y Suárez-Béjar (2013) y Sotomayor-Castellanos y Olguín-Cerón (2014), no se encontró información acerca de características acústicas y/o índices de calidad de especies la madera del género *Quercus* que habitan en el País.

La madera del género *Quercus*, es endémica del Estado de Michoacán y presenta un potencial importante como material para la elaboración de productos de madera (Bello y Labat, 1987). De acuerdo con sus características anatómicas, De la Paz Pérez *et al.* (2006) recomiendan la madera de *Q. scytophylla* para la elaboración de productos de alta calidad que pongan de manifiesto sus características estéticas, entre otros: ebanistería, chapa, pisos, juguetes, muebles y partes de instrumentos musicales. Estos autores indican esta madera tiene menos problemas para el aserrío y el secado, comparativamente con otras especies de *Quercus*.

Comportamiento higró-termico

La resistencia mecánica de la madera no es afectada de manera permanente si esta es expuesta por períodos cortos a temperaturas menores a 100 °C. Sin embargo la resistencia puede disminuir de manera permanente si la madera se expone a una temperatura mayor de 65 °C, durante períodos de tiempo prolongado. Los factores principales en la modificación de la resistencia de la madera son la tempera-



tura del tratamiento, el medio de transferencia de calor, el contenido de humedad de la madera, la especie y el volumen de la madera a tratar (Oltean *et al.*, 2007). Este fenómeno se observa para temperaturas superiores a 100 °C. En tratamientos térmicos comprendidos en el intervalo que va de 0 °C a 100 °C, la madera sólida no presenta una influencia permanente en lo que respecta a sus propiedades mecánicas (Estevez y Pereira, 2009).

Brémaud *et al.* (2011) compilaron datos bibliográficos del módulo de elasticidad en vibraciones transversales y del coeficiente de amortiguamiento ($\tan \delta$) en pruebas con condiciones de 20 °C a 25 °C y 55% a 65% de humedad relativa, en un intervalo de frecuencias de 50 Hz a 2000 Hz, para maderas de especies angiospermas con densidad (ρ) de 660 kg/m³, módulo de elasticidad (E_{vt}) de 13 500 MPa y coeficiente de amortiguamiento ($\tan \delta$) de $8,1 \times 10^{-3}$ y para maderas gimnospermas con densidad de 440 kg/m³, $E_{vt} = 11\,040$ MPa y $\tan \delta = 7,1 \times 10^{-3}$. Obataya *et al.* (1998) determinaron en vibraciones transversales, para madera de *Picea sitchensis* ($\rho = 448$ kg/m³ y $CH = 12,7\%$), módulos de elasticidad en promedio de 12 950 MPa y valores promedio de $\tan \delta$ de $7,1 \times 10^{-3}$.

Brancheriau *et al.* (2010) determinaron para madera de *Dalbergia* sp., ($\rho = 960$ kg/m³ y $CH =$ promedio de 15%, valores promedio de $\tan \delta$ de $3,8 \times 10^{-3}$ en ensayos de vibraciones transversales con frecuencias de entre 400 Hz y 1000 Hz. Sedik *et al.* (2010) determinaron para seis especies angiospermas: *Endospermum diadenum* ($\rho = 350$ kg/m³), *Cratogeomys arborecens* ($\rho = 410$ kg/m³), *Dyera polyphylla* ($\rho = 440$ kg/m³), *Macaranga gigantea* ($\rho = 240$ kg/m³), *Commersonia bartramia* ($\rho = 320$ kg/m³) y *Alstonia pneumatophora* ($\rho = 370$ kg/m³) un módulo en vibraciones transversales libre-libre promedio de 22 270 MPa, todas las maderas con CH promedio de 12%. Zhang *et al.* (2011) calcularon para tres especies angiospermas: *Simarouba amara* ($\rho = 391$ kg/m³), *Carapa procera* ($\rho = 655$ kg/m³) y *Symphonia globulifera* ($\rho = 709$ kg/m³), con CH promedio de 10,7%, el módulo específico en vibraciones transversales $E_{\rho b}$ en un intervalo de 16 000 MPa a 35 000 MPa y un coeficiente de amortiguamiento ($\tan \delta$) en un intervalo de 5×10^{-3} a $9,5 \times 10^{-3}$.

Sotomayor-Castellanos *et al.* (2010) calcularon para madera de *Q. scytophylla*, ($\rho = 813$ kg/m³ y $CH = 10,7\%$) los módulos de elasticidad por ultrasonido, el índice material y el factor de calidad, para las direcciones radial y tangencial y longitudinal. Sotomayor-Castellanos *et al.* (2013) determinaron para maderas de *Quercus* spp. ($\rho = 898$ kg/m³ y $CH = 10\%$, los módulos de elasticidad en la dirección longitudinal por ultrasonido, ondas de esfuerzo y el módulo de elasticidad en vibraciones transversales ($E_{vt} = 17\,600$ MPa). Además, calcularon los índices de calidad correspondientes a estos tipos de sollicitación. Sotomayor-Castellanos y Suárez-Béjar (2013) establecieron para madera del género *Quercus*, ($\rho = 734$ kg/m³ y $CH = 13,17\%$, la frecuencia natural (901 Hz), el módulo de elasticidad (11 805), el módulo específico (22,26) y el coeficiente de amortiguamiento ($5,45 \times 10^{-3}$) y el coeficiente acústico (7,67), determinados en pruebas de vibraciones transversales. Sotomayor-Castellanos y Olguín-Cerón (2014) realizaron pruebas de ondas de esfuerzo en la dirección longitudinal en probetas de madera de *Q. scytophylla*, con y sin tratamiento de plastificado, y determinaron módulos de elasticidad de 11 515 MPa y 11 385 MPa, respectivamente ($\rho = 744$ kg/m³ y 788 kg/m³ y CH promedio = 11,96%).

La frecuencia natural, la densidad, el módulo de elasticidad y el coeficiente de amortiguamiento de la madera, son buenos descriptores de sus características acústicas (Aramaki, 2007). Por ejemplo, una madera con un módulo de elasticidad específico y un coeficiente acústico altos, combinados con propiedades de amortiguamiento bajas, se puede valorar como una especie con buenas características acústicas y con vocación para su empleo en la fabricación de componentes de aparatos e instrumentos musicales (Shen, 2006). En cambio, una madera con bajo coeficiente de amortiguamiento denota una vocación en productos de madera que requieren de disipación de energía, por ejemplo en herramientas de trabajo y en artículos deportivos y en elementos constructivos donde son importantes las propiedades de aislamiento de vibraciones, por ejemplo muros, pisos y componentes estructurales para diseño sísmico de edificaciones con madera (Meyers, 1994).

En México existe una gran biodiversidad de especies forestales, de tal forma, que la caracterización mecánica de la madera es necesaria caso por caso de cada especie. La madera de *Q. scytophylla* tiene un gran potencial para fabricar productos de alto valor agregado. En el mismo contexto, aún no se han desarrollado procedimientos normalizados para pruebas dinámicas empleando métodos de evaluación no destructivos.

OBJETIVO

El objetivo de la investigación es verificar experimentalmente si un tratamiento higro-térmico aplicado a la madera de *Q. scytophylla*, modifica de manera significativa su módulo de elasticidad y sus propiedades de amortiguamiento determinados en vibraciones transversales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Materiales

El material experimental consistió en madera de la especie *Quercus scytophylla* Liebm., proveniente de un árbol colectado en el municipio de Morelia, Michoacán. La especie fue identificada por personal de la empresa concesionada para cosechar arbolado en esta región, de acuerdo con la ficha técnica de *Quercus scytophylla* Liebm., del Manual de la Biodiversidad de encinos michoacanos (Ariaza *et al.*, 2009). Se recortaron 2 trozas de 1,1 m de largo y de 45 cm de diámetro, de las cuales se aserraron tablores de corte radial, de 5 cm por 12,5 cm de sección transversal. De los tablores, se preparó un primer grupo de 30 probetas, identificado como probetas sin tratamiento (PST). Además, se elaboró un segundo grupo de 30 probetas, identificadas como probetas con tratamiento (PCT). Este material pertenece al lote de madera investigado por Olguín-Cerón y Sotomayor-Castellanos (2013). Las dimensiones de las probetas fueron 32 cm en la dirección longitudinal, 1,9 cm en la dirección radial y 1,9 cm en la dirección tangencial de la madera, siguiendo las recomendaciones de la norma ISO 3129:2012 (International Organization for Standardization, 2012).

Tratamiento higro-térmico

El tratamiento higro-térmico de los listones destinados para las probetas con tratamiento, consistió primeramente en el hidratado de la madera. Los listones se mantuvieron inmersos en agua, es decir, en estado húmedo y saturado durante 30 días, con el objeto de uniformizar el contenido de humedad de la madera. Posteriormente, los listones se trataron en el dispositivo de suavizado con una secuencia de temperatura y contenido de humedad de la madera usando tres períodos de temperatura: el primero de 15 minutos, necesario para generar vapor al calentar 5 litros de agua en el generador de vapor. El segundo período de 30 minutos permite elevar la temperatura ambiente al interior de la cámara desde 23 °C, hasta la temperatura de suavizado de 98 °C. Al mismo tiempo, la temperatura interna de la madera alcanza 92 °C. El tercer período de 50 minutos de duración mantiene estables las temperaturas al interior de la cámara de suavizado y al interior de la madera. Los detalles del proceso pueden ser consultados en Olguín-Cerón y Sotomayor-Castellanos (2013).

Una vez terminado el tratamiento de los listones para el grupo de probetas con tratamiento, el contenido de humedad de los dos grupos de listones se uniformizó durante 36 horas en condiciones de laboratorio con temperatura igual a 23 °C y humedad relativa de 36%, siguiendo los criterios de Olguín-Cerón y Sotomayor-Castellanos (2013). Posteriormente, todos los listones se colocaron durante 130 horas en una cámara de acondicionamiento con una temperatura de 20 °C y una humedad relativa de 65%, hasta alcanzar un peso constante y contenido de humedad promedio de 11,8%. Finalmente, se recortaron las probetas.

Densidad y contenido de humedad

La densidad de la madera (ρ_b) se calculó con la relación peso/volumen al momento del ensayo de cada probeta con la fórmula (Bodig y Jayne, 1982):

$$\rho_b = \frac{\rho_b}{V_b} \quad (1)$$



Donde:

ρ_b = densidad de la madera al momento del ensayo (kg/m³)

p_b = peso de la probeta al momento del ensayo (kg)

V_b = volumen de la probeta al momento del ensayo (m³).

El contenido de humedad (CH) de la madera se calculó como la proporción del peso del agua contenida por la probeta al momento del ensayo y el peso de la probeta en su estado seco, con la fórmula (Bodig y Jayne, 1982):

$$CH = \frac{\rho_b - \rho_s}{\rho_s} (100) \quad (2)$$

Donde:

CH = contenido de humedad de la madera (%)

p_b = peso de la probeta al momento del ensayo (kg)

p_s = peso de la probeta en estado seco (kg).

Pruebas de vibraciones transversales

Las pruebas de vibraciones consistieron en poner en movimiento a la probeta en condición de apoyo libre-

libre y medir la frecuencia natural y el decremento logarítmico de las vibraciones. La condición libre-libre se logró sujetando la probeta a dos apoyos elásticos considerados con rigidez insignificante y ambos colocados en los nodos del primer modo de vibración de la probeta. La configuración de las pruebas se presenta en la figura 1. Las vibraciones se lograron por medio de un impacto elástico (P) en dirección transversal a la dirección longitudinal (L) de la probeta empleando un martillo PCB Piezotronics®, modelo 086B05 SN 4160. Para medir el desplazamiento de la probeta en la dirección transversal, se colocó un acelerómetro marca PCB Piezotronics®, modelo 353B04 (Peso = 10,5 g) en un extremo de cada pieza de madera, adherido con una cera adhesiva (Petro Wax 080A109, PCB Piezotronics®).

Una vez puesta la probeta en vibración, se midió la frecuencia natural a partir del diagrama del dominio de frecuencias obtenido con un algoritmo de la transformada rápida de Fourier. Al mismo tiempo, se calculó el decremento logarítmico a partir de la señal del amortiguamiento de las vibraciones. Siguiendo el protocolo

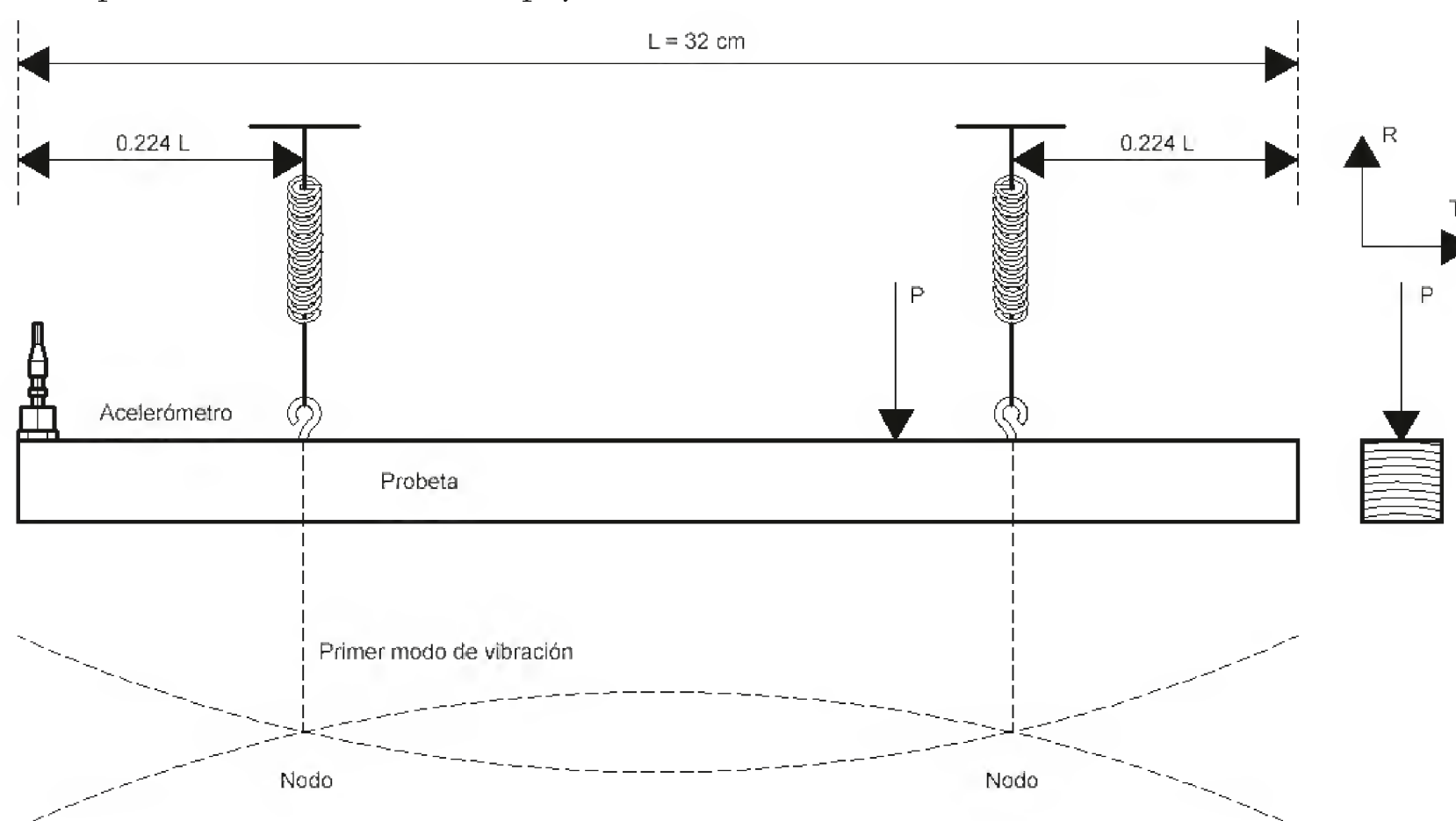


FIGURA 1. Configuración de las pruebas de vibraciones libre-libre.

P = Impacto; L = Dirección longitudinal y/o Largo de la probeta; R = Dirección radial; T = Dirección tangencial.

propuesto por Sotomayor-Castellanos y Suárez-Béjar (2013), la frecuencia natural y el decremento logarítmico fueron calculados por un analizador de señales dinámicas marca Brüel and Kjær®, modelo 986A0186, provisto con un programa de adquisición y tratamiento de datos marca Brüel and Kjær®, modelo DSA-104. La intensidad del impacto y la amplitud de las vibraciones fueron reguladas con ayuda del sistema de adquisición y tratamiento de datos. Un diagrama de la señal del amortiguamiento de las vibraciones es presentado en la figura 2 y un diagrama de una frecuencia en el dominio de frecuencias es presentado en la figura 3.

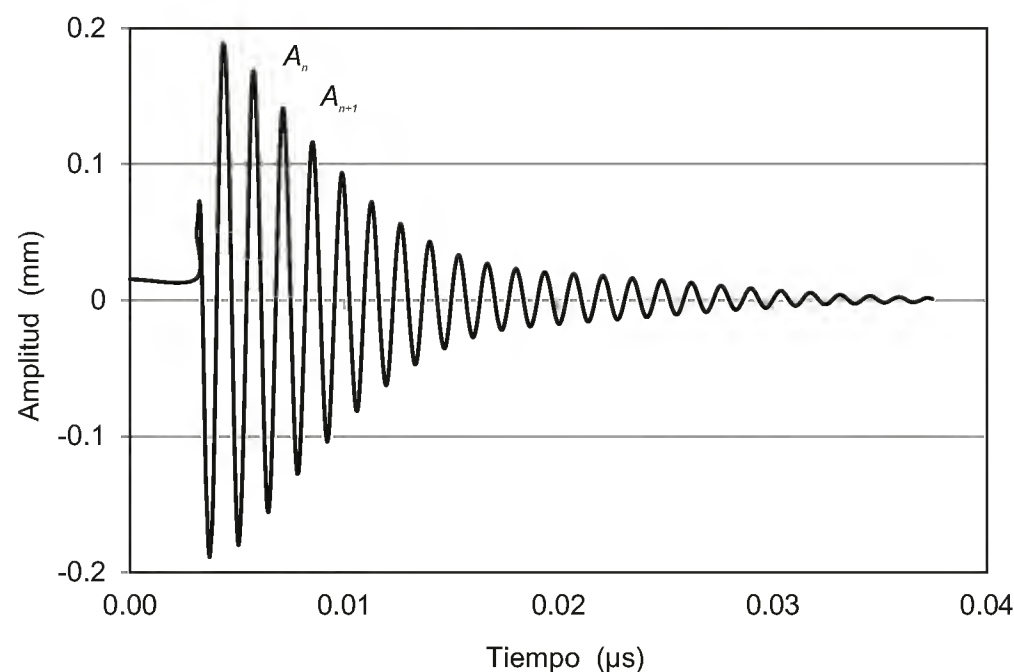


FIGURA 2. Señal del amortiguamiento de las vibraciones.

A_n = Amplitud de la vibración en el ciclo n ; A_{n+1} = Amplitud de la vibración en el ciclo $n+1$.

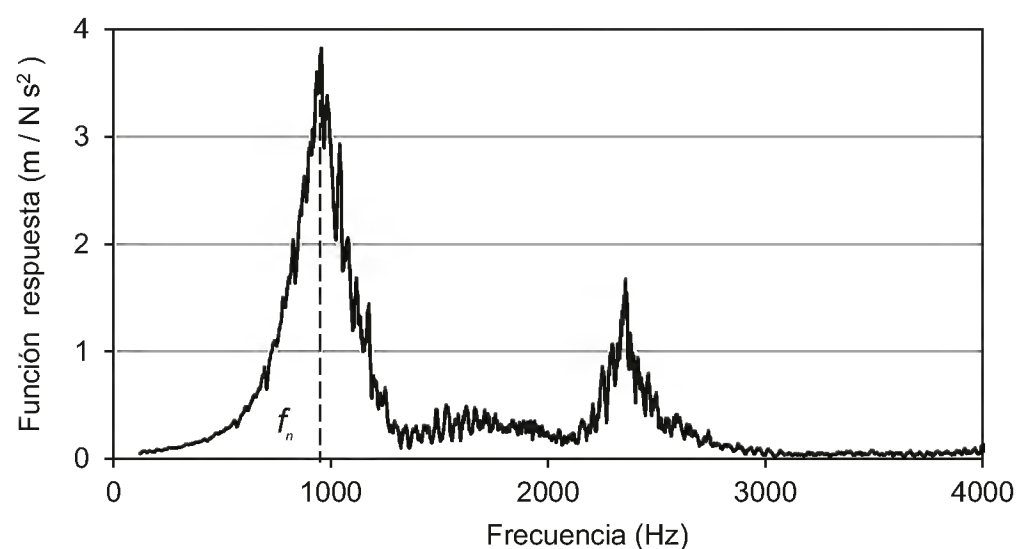


FIGURA 3. Diagrama del dominio de frecuencias.

f_n = Frecuencia natural.

El módulo de elasticidad en vibraciones se calculó con la fórmula (Pellerin y Ross, 2002):

$$E_{vt} = \frac{f_n^2 m L^3}{12,65 I} \quad (3)$$

Donde:

- E_{vt} = módulo de elasticidad de la madera (Pa)
- f_n = frecuencia natural de la probeta (Hz)
- m = masa de la probeta al momento del ensayo (kg)
- L = longitud de la probeta (m)
- I = momento de inercia de la sección transversal de la probeta (m^4).

El módulo específico se calculó con la fórmula (Roohnia *et al.* 2011a):

$$E_{\rho b} = \frac{E_{vt}}{\rho_b} \quad (4)$$

Donde:

- $E_{\rho b}$ = módulo específico (m^2/s^2)
- E_{vt} = módulo de elasticidad (Pa)
- ρ_b = densidad de la madera al momento del ensayo (kg/m^3).

El coeficiente acústico se calculó con la fórmula (Wegst, 2006):

$$K = \sqrt{\frac{E_{vt}}{\rho_b^3}} \quad (5)$$

Donde:

- K = coeficiente acústico ($m^4/s \text{ kg}$)
- E_{vt} = módulo de elasticidad (Pa)
- ρ_b = densidad de la madera al momento del ensayo (kg/m^3).

El decremento logarítmico se calculó con la fórmula (Raichel, 2006):

$$\delta = \ln \frac{A_n}{A_{n+1}} \quad (6)$$



Donde:

- δ = decremento logarítmico
 A_n = amplitud de la vibración en el ciclo n (m)
 A_{n+1} = amplitud de la vibración en el ciclo n+1 (m).

El coeficiente de amortiguamiento se calculó con la fórmula (Brémaud *et al.*, 2010):

$$\tan \delta = \tan (\delta) \quad (7)$$

Donde:

- δ = decremento logarítmico
 $\tan (\delta)$ = coeficiente de amortiguamiento.

Análisis estadístico

Se diseñaron tres análisis siguiendo las recomendaciones de Gutiérrez y de la Vara (2012). Los cálculos estadísticos fueron realizados con el programa *Statgraphics®*. El primer análisis consistió en calcular los coeficientes de determinación (R^2) para cada par de las cinco variables: densidad (ρ_b), frecuencia natural (f_n), módulo de elasticidad en vibraciones transversales (E_{vt}), módulo específico ($E_{\rho b}$) y decremento logarítmico (δ), correspondientes a cada uno de los dos grupos de probetas: probetas sin tratamiento (PST) y probetas con tratamiento (PCT). Para las probetas sin tratamiento y con tratamiento, se efectuaron pruebas con 30 réplicas en los dos casos.

El segundo análisis comparó las medias de los cinco parámetros: ρ_b , f_n , E_{vt} , $E_{\rho b}$ y δ , como las variables de respuesta evaluadas para cada uno de los dos tipos de probetas: PST y PCT. El tercer análisis consistió en estudiar la influencia del peso del acelerómetro colocado en las probetas, sobre la medición de la frecuencia natural del sistema y su efecto en la magnitud del módulo de elasticidad E_{vt} . Para ello, se compararon la media de los valores de los módulos E_{vt} , determinados sin considerar el peso del acelerómetro, *versus* la media de los valores de los módulos E_{vt} , esta vez incorporando el peso de la probeta durante el ensayo.

Suponiendo una distribución normal con media cero ($\bar{x} = 0$) y varianza constante (σ^2) e independientes entre sí,

para cada prueba de diferencia de medias se verificó la hipótesis nula $H_0: \bar{x}_1 - \bar{x}_2 = 0$, y se contrastó con la hipótesis alterna $H_A: \bar{x}_1 - \bar{x}_2 \neq 0$. El método empleado para discriminar entre las medias fue una prueba de *Fisher* con una diferencia mínima significativa de 95%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 1 presenta, para los dos grupos de probetas PST y PCT, los valores de media aritmética, desviación estándar y coeficiente de variación, para los parámetros densidad, contenido de humedad, frecuencia natural, módulo de elasticidad en vibraciones transversales, módulo específico, decremento logarítmico, coeficiente de amortiguamiento y coeficiente acústico.

Densidad

La densidad de la madera con tratamiento disminuyó en 1,3% con respecto a la madera sin tratamiento. Este fenómeno en la disminución de la densidad de la madera como resultado de un tratamiento de temperatura e hidratado ha sido observado por Korkut *et al.* (2010) para la madera de *Quercus petraea* ($\rho_H = 710 \text{ kg/m}^3$), con una disminución de la densidad de 1%, para un tratamiento con temperatura de 120 °C, aplicada durante 2 horas, condiciones parecidas a las del tratamiento aplicado a la madera de *Q. scytophylla*.

Los valores mínimos y máximos de la densidad ρ_b para las probetas sin tratamiento fueron respectivamente de 819 kg/m³ y de 880 kg/m³. Para las probetas con tratamiento fueron de 707 kg/m³ y 899 kg/m³. De manera comparativa; las magnitudes de la densidad básica (ρ_0) determinadas para el mismo material experimental por Sotomayor-Castellanos *et al.* (2014) son respectivamente para probetas sin tratamiento (ρ_0 mínima = 676 kg/m³; ρ_0 máxima = 766 kg/m³) y con tratamiento (ρ_0 mínima = 630 kg/m³; ρ_0 máxima = 786 kg/m³). La densidad calculada en esta investigación incluye el peso del agua del contenido de humedad de la madera al momento del ensayo. En cambio, la densidad básica está calculada con el peso de la madera en estado anhidro.

TABLA 1. Características acústicas de la madera de *Quercus scytophylla*.

| Parámetros (Símbolo) | Unidades | \bar{x} | σ | CV | Parámetros (Símbolo) | Unidades | \bar{x} | σ | CV |
|--|-----------------------------------|-----------|----------|------|--|-----------------------------------|-----------|----------|------|
| Probetas sin Tratamiento (PST) | | | | | Probetas con Tratamiento (PCT) | | | | |
| Densidad (ρ_H) | (kg/m ³) | 852 | 14,93 | 0,02 | Densidad (ρ_H) | (kg/m ³) | 840 | 37,61 | 0,04 |
| Contenido de humedad (CH) | (%) | 11,96 | 0,35 | 0,03 | Contenido de humedad (CH) | (%) | 11,70 | 0,95 | 0,08 |
| Frecuencia natural (f_n) | (Hz) | 747 | 41,57 | 0,06 | Frecuencia natural (f_n) | (Hz) | 745 | 50,06 | 0,07 |
| Módulo de elasticidad (E_{vt}) | (MPa) | 13 922 | 1505 | 0,11 | Módulo de elasticidad (E_{vt}) | (MPa) | 13 751 | 2146 | 0,16 |
| Módulo específico (E_{ph}) | (m ² /s ²) | 16,33 | 1,73 | 0,11 | Módulo específico (E_{ph}) | (m ² /s ²) | 16,34 | 2,27 | 0,14 |
| Decremento logarítmico (δ) | - | 0,2522 | 0,111 | 0,44 | Decremento logarítmico (δ) | - | 0,3610 | 0,187 | 0,52 |
| Coeficiente de amortiguamiento ($\tan \delta$) | x 10 ⁻³ | 4,40 | 1,93 | 0,44 | Coeficiente de amortiguamiento ($\tan \delta$) | x 10 ⁻³ | 6,28 | 3,21 | 0,51 |
| Coeficiente acústico (K) | (m ⁴ / s kg) | 4,74 | 0,254 | 0,05 | Coeficiente acústico (K) | (m ⁴ / s kg) | 4,80 | 0,355 | 0,07 |

\bar{x} = Media aritmética; σ = Desviación estándar; CV = Coeficiente de variación.

Influencia del acelerómetro en la frecuencia y en el módulo de elasticidad

Durante las pruebas de flexión se posicionó un acelerómetro en uno de los extremos de cada probeta (Fig. 1), de tal forma, que su masa se adiciona a la de la probeta e influye en la medición de la frecuencia natural del sistema en vibración. En consecuencia, la magnitud del módulo de elasticidad calculado con la fórmula 3 es modificada. Si se modela la prueba de flexión transversal como un sistema en vibración con un grado de libertad, su frecuencia se define como (Meyers, 1994):

$$f = \sqrt{\frac{k}{m}} \quad (8)$$

Donde:

f = frecuencia (Hz)
 k = rigidez (N/m)
 m = masa (kg).

En el caso del sistema en estudio, la rigidez (k) está representada por la rigidez de la probeta (EI) y la masa (m) corresponde a la propia de la probeta, más la del acelerómetro. De acuerdo con la fórmula 8, si la masa aumenta, la

frecuencia disminuye, como es el caso del sistema formado por la probeta y el acelerómetro. De tal forma, que la masa del acelerómetro altera la frecuencia medida y en consecuencia el cálculo del módulo de elasticidad.

Transformando la fórmula 3 se obtiene la fórmula 3a:

$$f_n = \sqrt{\frac{12,65 \ E_{vt} \ I}{m \ L^3}} \quad (3a)$$

Donde:

E_{vt} = módulo de elasticidad de la madera (Pa)
 f_n = frecuencia natural de la probeta (Hz)
 m = masa de la probeta al momento del ensayo (kg)
 L = longitud de la probeta (m)
 I = momento de inercia de la sección transversal de la probeta (m⁴).

Si en la ecuación 3a se mantienen constantes el módulo de elasticidad E_{vt} y las dimensiones de las probetas y en consecuencia el momento de inercia (I), la evolución de la frecuencia natural se puede modelar en función de la variación de la masa (m) de la probeta. Introduciendo en la ecuación 3a los valores promedio a la sección trans-



versal de las probetas y los valores de la tabla 1 correspondientes de E_{vt} y L para las probetas sin tratamiento, la figura 4 presenta la variación de la frecuencia natural de la probeta (f_n) en función de su masa (m). Esta tendencia está representada por la línea “Fórmula (3)”. En la misma figura se muestra el valor de la frecuencia correspondiente a la masa promedio de las 30 probetas sin tratamiento (Promedio 30 probetas *Q. scytophylla*) y la frecuencia para una probeta con la masa del acelerómetro incorporada (Probeta con acelerómetro).

De la expresión para $f_n = f(m)$, presentada en la figura 4, se deriva la ecuación 9, con la cual se puede estimar la frecuencia del sistema en función de su masa:

$$f_n = 224,47 m^{-0,5} \quad (9)$$

Donde:

f_n = frecuencia (Hz)

m = masa (kg)

Igualmente, se puede emplear la fórmula 3 para graficar el módulo de elasticidad en función de la frecuencia, manteniendo constantes, esta vez, la masa y las dimensiones del sistema. La figura 5 presenta la variación del módulo de elasticidad en función de la frecuencia natural de las probetas. Esta tendencia está representada por la

línea “Fórmula (3)”. En la misma figura se muestra el módulo de elasticidad E_{vt} en función del promedio de la masa de las 30 probetas sin tratamiento (Promedio 30 probetas *Q. scytophylla*) y el módulo de elasticidad E_{vt} para una probeta con la masa del acelerómetro incorporada (Probeta con acelerómetro).

De la expresión para $E_{vt} = f(f_n)$, presentada en la figura 5, se deriva la ecuación 10, con la cual se puede estimar el módulo de elasticidad de una probeta en función de su frecuencia natural:

$$E_{vt} = 0,024 f_n^2 \quad (10)$$

Donde:

E_{vt} = módulo de elasticidad (MPa)

f_n = frecuencia natural (Hz)

La tabla 2 presenta, para las probetas sin y con el acelerómetro incorporado, la masa, la frecuencia natural y los módulos de elasticidad determinados de forma experimental. Además, se presentan las frecuencias y los módulos estimados con las fórmulas 9 y 10, así como las diferencias entre los valores experimentales y estimados. Estos valores conformaron las figuras 4 y 5.

En la figura 4 se observa que la masa del sistema probeta-acelerómetro aumenta y la frecuencia disminuye. En

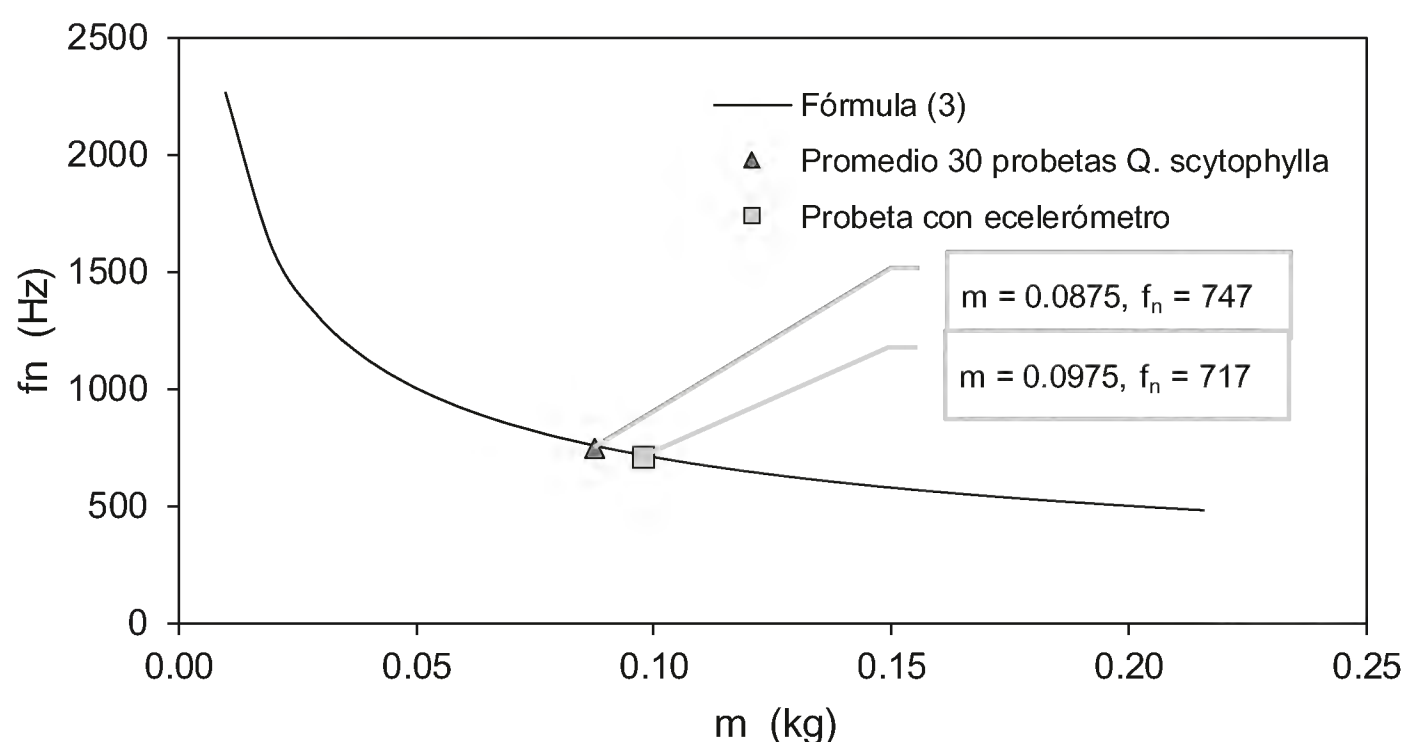


FIGURA 4. Variación de la frecuencia natural (f_n) en función de la masa (m) de la probeta sin y con acelerómetro.

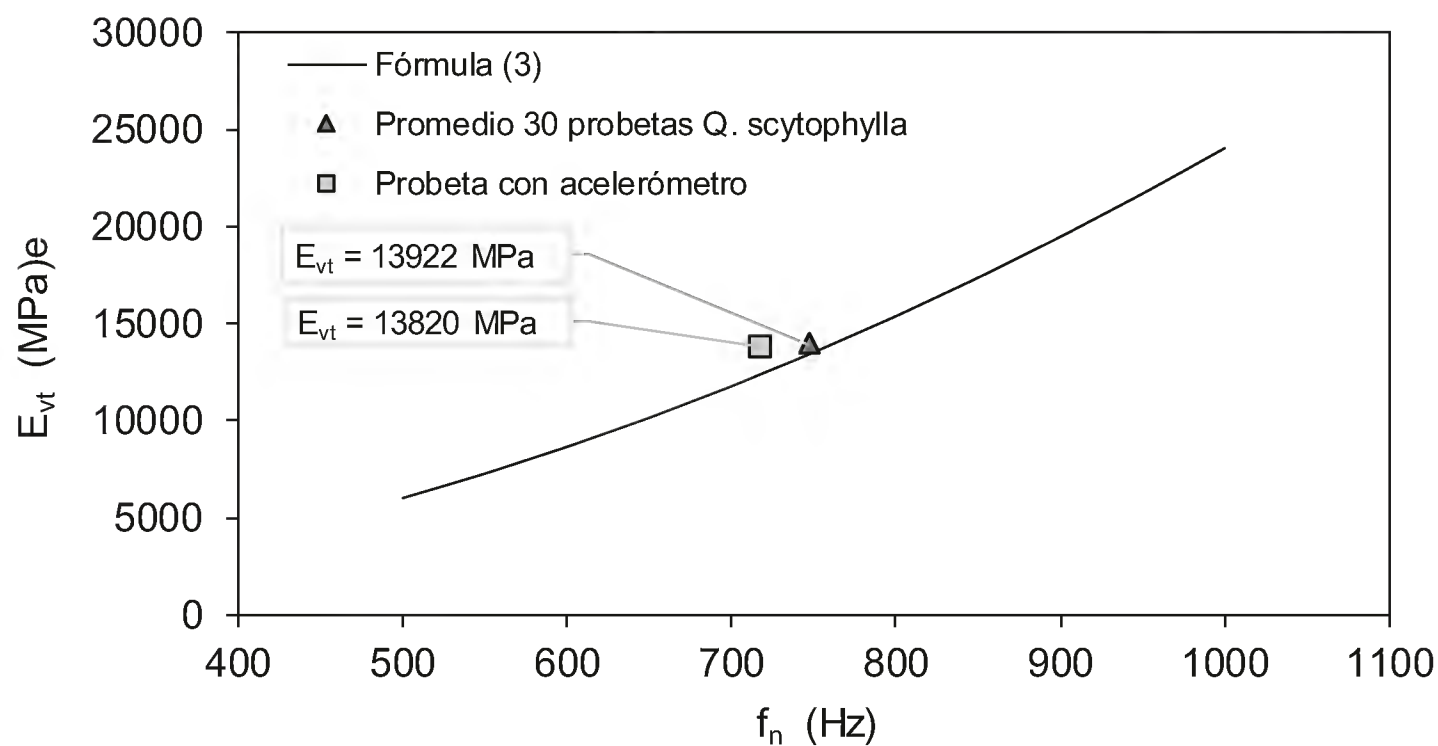


FIGURA 5. Variación del módulo de elasticidad (E_{vt}) en función de la frecuencia natural (f_n) de las probetas.

la figura 5 se observa que la frecuencia del sistema probeta-acelerómetro disminuye, pero el módulo de elasticidad es casi igual. La presencia del acelerómetro disminuyó la frecuencia f_n en 4,01% respecto a la frecuencia del sistema sin considerar la masa del acelerómetro. Como consecuencia, el módulo de elasticidad también se vio afectado con una reducción de 0,73%. Es decir, el valor promedio del módulo de elasticidad determinado en esta investigación está subvaluado.

Para verificar si la masa del acelerómetro influye estadísticamente en el valor promedio del módulo de elasticidad, la prueba de diferencia de medias entre los E_{vt} calculados con la fórmula 3, sin y con la masa del acelerómetro, demostró que no hay diferencia significativa entre

las medias de las dos muestras con un nivel de confianza de 95%. En efecto, de acuerdo con los resultados de ANOVA presentados en la tabla 3, y dado que el valor- P calculado no es menor que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de las 2 variables. De aquí sigue que, si bien la masa del acelerómetro influye en la medición de la frecuencia y modifica el cálculo del módulo de elasticidad, estadísticamente los resultados no son diferentes, argumento que permite validar la configuración de las pruebas de vibraciones.

Características acústicas

Los valores promedio y los intervalos de dispersión de los módulos de elasticidad, módulos específicos y coefi-

TABLA 2. Valores experimentales y estimados con las fórmulas 9 y 10.

| | m (kg) | f_n (Hz) | E_{vt} (MPa) | f_n (Hz) | E_{vt} (MPa) | Δf_n (%) | ΔE_{vt} (%) |
|------------------|--------------------|---------------|-------------------|---------------|-------------------|---------------------|------------------------|
| Probeta | Valor experimental | | | Fórmula | | Valor estimado | |
| | | | | 9 | 10 | | |
| Sin acelerómetro | 0,0875 | 747 | 13 922 | | 13 820 | | -0,73 |
| Con acelerómetro | 0,0980 | | | 717 | | -4,01 | |

m = masa; f_n = Frecuencia natural; E_{vt} = Módulo de elasticidad; Δf_n = Variación en la frecuencia natural; ΔE_{vt} = Variación en el módulo de elasticidad.



TABLA 3. Resultados de ANOVA.

| Fuente | Suma de Cuadrados | GL | Cuadrado Medio | Valor-P |
|--------------|----------------------------|----|----------------------------|---------|
| Entre grupos | 4,18294 x 10 ¹⁷ | 1 | 4,18294 x 10 ¹⁷ | 0,6708 |
| Intra grupos | 1,32908 x 10 ²⁰ | 58 | 2,29151 x 10 ¹⁸ | |
| Total | 1,33326 x 10 ²⁰ | 59 | | |

GL = Grados de libertad; P = Valor P para un nivel de confianza de 95%.

cientes de amortiguamiento presentados en la tabla 1, son similares a los exhibidos por Brémaud *et al.* (2011) para maderas con densidades ρ que varían entre 800 kg/m³ y 1280 kg/m³, con contenidos de humedad CH en promedio de 12%: módulos de elasticidad E_{vt} entre 7200 MPa y 40 960 MPa, módulos específicos $E_{\rho b}$ entre 9 m²/s² y 32 m²/s² y coeficientes de amortiguamiento $\tan \delta$ entre 4,1 x 10⁻³ y 15,2 x 10⁻³.

Igualmente, Spycher *et al.* 2008 determinaron para madera de *Picea abies* con CH = 10,5%; ρ = 360 kg/m³ a 495 kg/m³; E_{vt} 9979 MPa a 14 784 MPa; K = 1,7 m⁴/s kg a 3,6 m⁴/s kg y *Acer pseudoplatanus* con CH = 10,5%, ρ = 569 kg/m³ y 625 kg/m³; E_{vt} = 7315 MPa y 10 050 MPa; y K de 2,3 m⁴/s kg a 3 m⁴/s kg, resultados que son comparables a los obtenidos en esta investigación. En el mismo contexto, Roohnia *et al.* (2011a y 2011b) quienes puntualizaron para madera de *Cupressus arizonica*, con un contenido de humedad CH = 10% y densidad promedio ρ de 450 kg/m³, el módulo de elasticidad E_{vt} entre 3 000 MPa y 10 000 MPa; el coeficiente de amortiguamiento $\tan \delta$ de 7 x 10⁻³ a 16 x 10⁻³; y el coeficiente acústico K de 6,5 m⁴/s kg a 8,5 m⁴/s kg.

Igualmente, para maderas angiospermas con densidad similar a la de *Q. scytophylla* los resultados son del mismo orden que los de Traoré *et al.* (2010): ρ_b entre 750 kg/m³ y 800 kg/m³; E_{vt} entre 13 300 y 15 200; $E_{\rho b}$ entre 15,2 m²/s² y 17 m²/s²; $\tan \delta$ entre 7,5 x 10⁻³ y 9,5 x 10⁻³; y K entre 4,6 m⁴/s kg y 6 m⁴/s kg, quienes utilizaron madera con un contenido de humedad de 12% y una configuración de los ensayos similar al de esta investigación.

Los resultados de la tabla 1 son comparables con los de maderas mexicanas del género *Quercus* estudiadas por Sotomayor-Castellanos y Suarez-Béjar (2013). Los autores determinaron, para probetas con dimensiones similares a las de esta investigación, sin y con tratamiento de higro-termo fatiga, con contenidos de humedad promedio de 12,6% y 13,2% y densidades promedio de 734 kg/m³ y 537 kg/m³ respectivamente, frecuencias naturales en vibraciones transversales de 931 Hz y 903 Hz, módulos de elasticidad entre 11 805 y 11 200, módulos específicos entre 20,26 m²/s² y 20,87 m²/s², coeficientes de amortiguamiento de 7,67 y 7,65, y coeficientes acústicos de 6,06 (m⁴/s kg) y 8,57 (m⁴/s kg).

De la misma manera, los resultados del E_{vt} para *Q. scytophylla*, determinados en esta investigación, son comparables al módulo de elasticidad en vibraciones transversales en apoyos simple-simple determinado por Sotomayor-Castellanos *et al.* (2013) para madera de *Quercus* spp.

Correlaciones

Los valores promedio de densidades, frecuencias, módulos de elasticidad, módulos específicos y decrementos logarítmicos fueron parámetros determinados a partir de mediciones directas en laboratorio, es decir, son consideradas como variables de primer nivel. En contraste, los parámetros coeficiente de amortiguamiento y coeficiente acústico fueron derivados o cálculos de segundo nivel. De aquí, el análisis siguiente de correlaciones y pruebas *t* de Student se circunscriben a las variables de primer nivel. La tabla 4 presenta los coeficientes de determinación (R^2) para cada par de las variables: densidad (ρ), frecuencia natural (f_n), módulo de elasticidad en vibraciones transversales (E_{vt}), módulo específico ($E_{\rho b}$) y decremento logarítmico (δ), para los dos grupos de probetas PST y PCT.

De la observación de la tabla 4, se deduce que las variables: f_n PST y f_n PCT correlacionan bien con E_{vt} y $E_{\rho b}$ para PST y PCT, y que E_{vt} PST y E_{vt} PCT correlacionan bien con $E_{\rho b}$ PST y $E_{\rho b}$ PCT. Estas variables están implícitas en las ecuaciones empleadas para la determinación de los

TABLA 4. Coeficientes de determinación (R^2) entre variables.

| | ρ_h PCT | f_n PST | f_n PCT | E_{vt} PST | E_{vt} PCT | E_{ph} PST | E_{ph} PCT | δ PST | δ PCT |
|--------------|--------------|-----------|-----------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|
| ρ_h PST | 0,109 | 0,061 | -0,070 | 0,195 | -0,080 | 0,040 | -0,125 | -0,058 | -0,080 |
| ρ_h PCT | | -0,444 | 0,234 | -0,276 | 0,516 | -0,301 | 0,264 | -0,235 | -0,226 |
| f_n PST | | | -0,257 | 0,946* | -0,332 | 0,954* | -0,231 | 0,392 | 0,652 |
| f_n PCT | | | | -0,266 | 0,912* | -0,262 | 0,955* | -0,221 | -0,160 |
| E_{vt} PST | | | | | -0,295 | 0,988* | -0,244 | 0,375 | 0,623 |
| E_{vt} PCT | | | | | | -0,290 | 0,962* | -0,272 | -0,055 |
| E_{ph} PST | | | | | | | -0,230 | 0,394 | 0,646 |
| E_{ph} PCT | | | | | | | | -0,230 | 0,007 |
| δ PST | | | | | | | | | 0,176 |

ρ_h = Densidad; f_n = Frecuencia natural; E_{vt} = Módulo de elasticidad; E_{ph} = Módulo específico; δ = Decremento logarítmico; PST = Probetas sin tratamiento; PCT = Probetas con tratamiento; * Correlación significativa para un nivel de confianza de 95%.

parámetros de segundo nivel. En el mismo contexto, ninguna de las otras variables correlaciona bien entre ellas.

La tabla 5 presenta los resultados de las pruebas t de *Student* para comparar las medias entre los grupos de probetas sin tratamiento (\bar{x}_s) y con tratamiento (\bar{x}_c) para la densidad (ρ_h), la frecuencia (f_n), el módulo de elasticidad (E_{vt}), el módulo específico (E_{ph}) y el decremento logarítmico (δ). Las pruebas consistieron en verificar la Hipótesis nula $H_0: \bar{x}_s = \bar{x}_c$ para un nivel de confianza de 95%.

Para las pruebas de ρ_h PST vs, ρ_h PCT y de δ PST vs, δ PCT, el valor P calculado es menor que 0,05, en consecuencia, se puede rechazar la hipótesis nula. Además, el intervalo no contiene el valor de 0, es decir, para nivel de confianza de 95%, existe una diferencia significativa entre las medias de las dos muestras de datos para la densidad y el decremento logarítmico. Este resultado implica que el tratamiento higo-térmico modificó de manera significativa la densidad y el decremento logarítmico de la madera de *Q. scytophylla*.

En contraste, para las pruebas de f_n PST vs, f_n PCT, E_{vt} PST vs, E_{vt} PCT y de E_{ph} PST vs, E_{ph} PCT, el valor P calculado no es menor que 0,05, en consecuencia, no se puede rechazar la hipótesis nula. Además, el intervalo contiene el valor de 0, es decir, para nivel de confianza de 95%, no hay diferencia significativa entre las medias de las dos

TABLA 5. Valores P , intervalos y significancias de las pruebas t de *Student*.

| Prueba | P | Intervalo | Significancia |
|------------------------------|-----------|--------------------------|---------------|
| ρ_h PST vs ρ_h PCT | 0,0080595 | -0,188122, -0,0294311 | * |
| f_n PST vs f_n PCT | 0,8911290 | -22,1485, 25,4152 | ** |
| E_{vt} PST vs E_{vt} PCT | 0,7217690 | -786,808, 1129,34 | ** |
| E_{ph} PST vs E_{ph} PCT | 0,9944050 | -1,04587, 1,03854 | ** |
| δ PST vs δ PCT | 0,0080595 | -0,188122, -0,0294311 | * |

ρ_h = Densidad; f_n = Frecuencia natural; E_{vt} = Módulo de elasticidad; E_{ph} = Módulo específico; δ = Decremento logarítmico; PST = Probetas sin tratamiento; PCT = Probetas con tratamiento; P = Valor P para un nivel de confianza de 95%.

* Sí existe diferencia significativa para nivel de confianza de 95% ($P < 0,001$)

** No existe diferencia significativa para nivel de confianza de 95%.

muestras de datos. Este resultado sugiere que el tratamiento higo-térmico no modificó de manera significativa estos parámetros.

La densidad y el coeficiente de amortiguamiento fueron afectados por el tratamiento, resultados que coin-

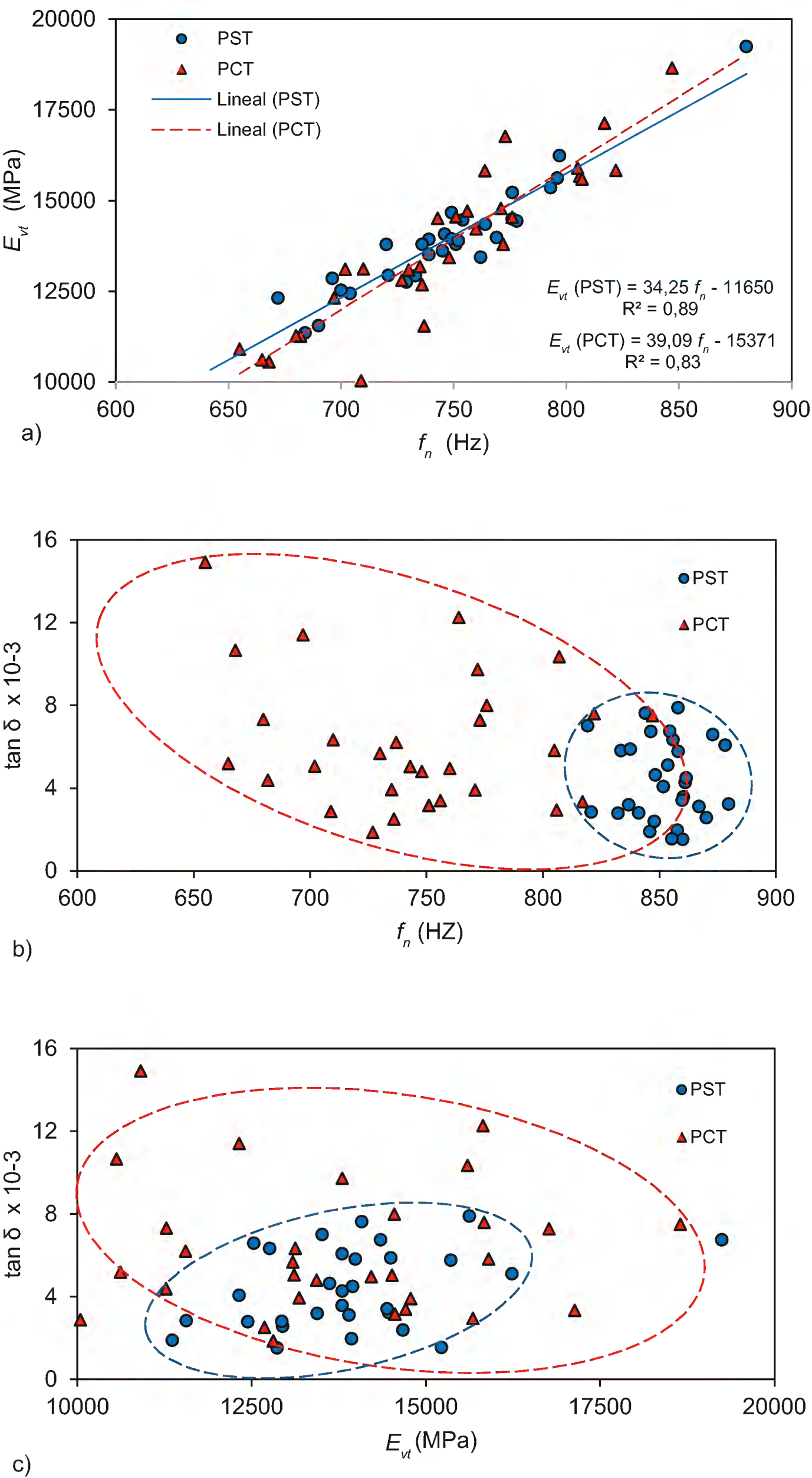


FIGURA 6. Variación de f_n , E_{vt} y $\tan \delta$ al interior de la especie *Q. scytophylla*.

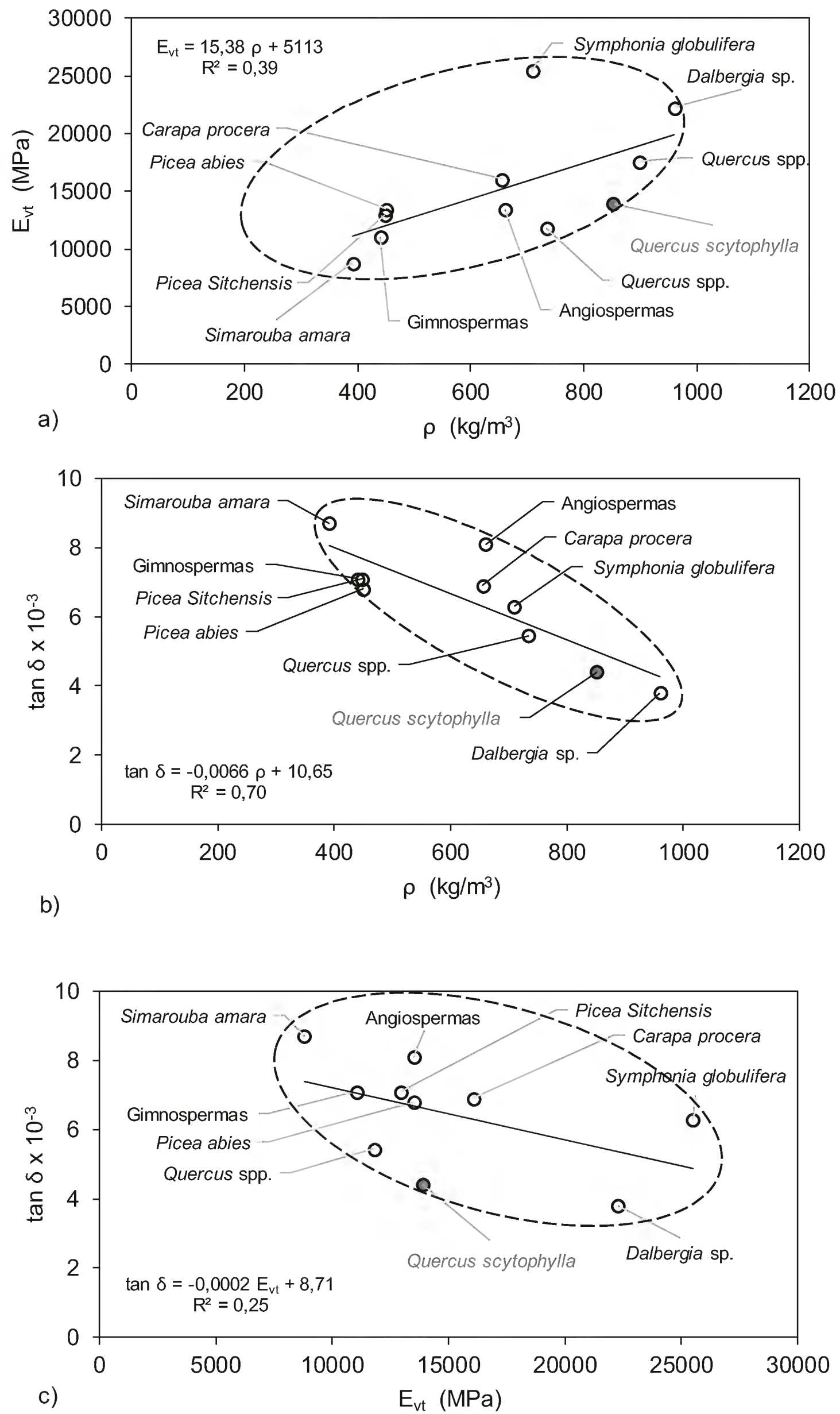


Figura 7. Variación de f_n , E_{vt} y $\tan \delta$ entre especies y *Q. scytophylla*.



ciden con los de Korkut *et al.* (2010), y en cambio, el tratamiento no afectó de manera estadísticamente significativa, la frecuencia y los módulos de elasticidad y específico.

Variación al interior de la especie *Q. scytophylla*

El módulo de elasticidad E_{vt} aumenta proporcionalmente y correlaciona bien con la frecuencia f_n para los dos grupos de madera (Fig. 6a) coincidiendo con los resultados de Obataya *et al.* (1998) y Spycher *et al.* (2008). En contraste, el coeficiente de amortiguamiento $\tan \delta$ es independiente de la frecuencia (Fig. 6b), pero se observa una ligera tendencia para las probetas con tratamiento (PCT) de la disminución del coeficiente $\tan \delta$ cuando la frecuencia decrece, coincidiendo con los resultados de Obataya *et al.* (1998) y Spycher *et al.* (2008). Estos resultados confirman lo propuesto por Ouis (2003) quien opina que las propiedades elásticas y de amortiguamiento de la madera están relacionadas con la frecuencia. Sin embargo, coincidiendo con los resultados de (Roohnia *et al.* 2011a y 2011b), ambas variables son independientes entre sí (Fig. 6c).

Variación entre especies

Comparativamente con los valores del módulo de elasticidad E_{vt} de otras especies, la magnitud del módulo de *Q. scytophylla* es proporcional a su densidad ρ , de manera similar que otras maderas (Fig. 7a). Los datos de las especies presentados en la figura 7 provienen de las referencias citadas en la sección de la introducción. De los resultados anteriores, se deduce que el coeficiente de amortiguamiento $\tan \delta$ disminuye a medida que ρ decrece (Fig. 7b) y disminuye en función de E_{vt} (Fig 7c) coincidiendo con Brémaud *et al.* (2012),

CONCLUSIONES

Se estudió el efecto del tratamiento higro-térmico en las características acústicas de la madera de *Quercus scytophylla*. La investigación demuestra que el tratamiento no modifica el módulo de elasticidad en vibraciones transversales y el módulo específico. Sin embargo, el tratamiento

altera de manera estadísticamente significativa la densidad y el decremento logarítmico de la madera de *Q. scytophylla*. Para la madera sin tratamiento y con tratamiento, la frecuencia natural correlaciona con los módulos de elasticidad y específicos. En contraste, el decremento logarítmico y el coeficiente de amortiguamiento no correlacionan bien entre ellos. La presencia del acelerómetro empleado para medir el movimiento de las probetas, influye en los cálculos, de tal forma que la frecuencia disminuye y en consecuencia el valor del módulo de elasticidad calculado es subestimado. La magnitud de la variación de los resultados entre las probetas ensayadas, es del mismo orden que la propuesta por otros autores para maderas con características tecnológicas similares a la de *Q. Scytophylla*. Igualmente, los resultados para *Q. scytophylla* son similares a las características de otras maderas

AGRADECIMIENTOS

Al Dr, Ying Hei Chui Profesor de la Universidad de New Brunswick de Canadá, por facilitar el equipo para las pruebas de vibraciones. Al M.C. Saúl Antonio Hernández Maldonado estudiante de Doctorado en la Universidad de New Brunswick de Canadá, por la capacitación en el uso del equipo de vibraciones. A la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México.

REFERENCIAS

- Aramaki, M. 2007. Sound quality assessment of wood for xylophone bars. *Journal of the Acoustical Society of America* 121(4):2407-2420.
- Arizaga, S., J. Martínez C., M. Salcedo C. y M.A. Bello G. 2009. Manual de la biodiversidad de encinos michoacanos. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Instituto Nacional de Ecología. México. 147 p.
- Ashby, M.F. 2010. Materials selection in mechanical design. 4th edition. Elsevier. USA. 664 p.
- Barajas M., J. y C. León G. 1984. Anatomía de maderas de México: Especies de una selva caducifolia. Instituto de Biología. Publicaciones especiales 1. Universidad Nacional Autónoma de México. 163 p.

- Bello G., M.A. y J.N. Labat. 1987. Los encinos (*Quercus*) del Estado de Michoacán, México. Collection Etudes Mesoaméricaines. Centre d'Etudes Mexicaines et Centraméricaines. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales y Agropecuarias. México. 93 p.
- Bodig, J. y B.A. Jayne. 1982. Mechanics of wood composites. Van Nostrand Reinhold Company. EUA. 711 p.
- Brancheriau, L., H. Baillères, P. Détienne, J. Gril y R. Kronland. 2006a. Key signal and wood anatomy parameters related to the acoustic quality of wood for xylophone-type percussion instruments. *Journal of Wood Science* 52:270-273.
- Brancheriau, L., H. Baillères, P. Détienne, R. Kronland y B. Metzger. 2006b. Classifying xylophone bar materials by perceptual, signal processing and wood anatomy analysis. *Annales of Forest Sciences* 63:73-81.
- Brancheriau, L., C. Kouchade y I. Brémaud. 2010. Internal friction measurement of tropical species by various acoustic methods. *Journal of Wood Science* 56:371-379.
- Brémaud, I., Y. El Kaïm, D. Guibal, K. Minato, T. Thibaut y J. Gril. 2012. Characterization and categorization of the diversity in viscoelastic vibrational properties between 98 wood types. *Annals of Forest Science* 69:373-386.
- Brémaud, I., J. Gril y B. Thibaut. 2011. Anisotropy of wood vibrational properties: dependence on grain angle and review of literature data. *Wood Science and Technology* 45:735-754.
- Brémaud, I., K. Minato, P. Langbour y B. Thibaut. 2010. Physico-chemical indicators of inter-specific variability in vibration damping of wood. *Annals of Forest Sciences* 67(7):707, p:1-8.
- Bucur, V. 2006. Acoustics of wood. 2a ed. Springer series in wood. Springer Berlin Heidelberg. Alemania. 393 p.
- De la Paz Pérez O., C., Vélez J., S. y J. Ceja R. 2006. Anatomía de la madera de ocho especies de *Quercus* (Fagaceae) de Oaxaca, México. *Madera y Bosques* 12(1):63-94.
- De la Paz Pérez O., C., S. Vélez J., A. Serrano J. y B. Rochin G. 2002. La madera de las guitarras de Paracho, Michoacán. *ContactoS* 44:45-53.
- Estevez, B.M. y H.M. Pereira. 2009. Wood Modification by Heat Treatment: A Review. *Bioresources* 4(1):370-404.
- Guridi G., L.I. y A. García L. 1997. Las maderas en los instrumentos musicales de cuerda de Paracho. Secretaría de Difusión cultural. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. México. 45 p.
- Gutiérrez C., L. y J. Dorantes L. 2007. Especies forestales de uso tradicional del Estado de Veracruz. Conafor-Conacyt-UV 2003-2004. México. Consultado julio 2014. Disponible en: <http://www.verarboles.com/>.
- Gutiérrez P., H. y R. de la Vara S. 2012. 3a Edición. Análisis y diseño de experimentos. Mc Graw Hill. México. 489 p.
- International Organization for Standardization. 2012. ISO 3129:2012 (E). Wood - Sampling methods and general requirements for physical and mechanical tests. ISO Catalog 79 Wood technology; 79.040 Wood, sawlogs and saw timber. International Organization for Standardization. Brussels.
- Kawamoto, S. y R.S. Williams. 2002. Acoustic emission and acousto-ultrasonic techniques for wood and wood-based composites - A review. Gen. Tech. Rep. FPL-GRT-134. U.S. Department of Agriculture. Forest Service. Forest Products Laboratory. USA. 16 p.
- Korkut, S., S. Karayilmazlar, S. Hiziroglu y T. Sanli. 2010. Some of the properties of heat-treated sessile oak (*Quercus petraea*). *Forest Products Journal* 60(5):473-480.
- Meyers, M.A. 1994. Dynamic behavior of materials. John Wiley & Sons. USA. 668 p.
- Minato, K., Y. Konaka, I. Bremaud, S. Suzuki y E. Obataya. 2010. Extractives of muirapiranga (*Brosimum* sp.) and its effects on the vibrational properties of wood. *Journal of Wood Science* 56:41-46.
- Obataya, E., M. Norimoto y J. Gril. 1998. The effects of adsorbed water on dynamic mechanical properties of wood. *Polymer* 39(14):3059-3064.
- Olguín-Cerón, J.B. y J.R. Sotomayor-Castellanos. 2013. Plástico higro-térmico de madera de *Quercus scytophylla*. *Investigación y Ciencia* 59:25-33.
- Oltean, L., A. Teischinger y C. Hansmann. 2007. Influence of temperature on cracking and mechanical properties of



- wood during wood drying – A review. *BioResources* 2(4):789-811.
- Orduña B., F. y A. Quintanar I. 1992. Letter to the Editor: A preliminary determination of the mechanical properties of four species of tropical wood from Mexico. *Journal of Sound and Vibration* 154(2):365-368.
- Ortiz M., R., E. Baradit, A. y J. Navarrete A. 2009. Estudio del efecto de la dirección de medición y contenido de humedad en la velocidad de ultrasonido en madera de *Pinus radiata* D. Don a través de análisis de varianza. *Ingeniería e Investigación* 29(3):139-141.
- Ouis, D. 2003. Effect of structural defects on the strength and damping properties of a solid material. *European Journal of Mechanics A/Solids* (22): 47-54.
- Pellerin. R.F. y R.J. Ross. 2002. Nondestructive Evaluation of Wood. Forest Products Society. USA. 210 p.
- Quintanar I., A., M. de Icaza H., L. Rivera N. y C. de la Paz Pérez O. 1998. Algunas características anatómicas y acústicas de tres especies de angiospermas de Huayacocotla, Ver. *Madera y Bosques* 4(1):15-25.
- Raichel, D.R. 2006. The science and applications of acoustics. 2a ed. Springer. EUA. 660 p.
- Roohnia, M., M. Hossein, S. Alavi-Tabar, A. Tajdini, A. Jahan-Latibari y N. Manouchehri. 2011a. Acoustic properties in Arizona cypress logs: a tool to select wood for sounding board. *BioResources* 6(1):386-399.
- Roohnia, M., A. Tajdini y N. Manouchehri. 2011b. Assessing wood in sounding boards considering the ratio of acoustical anisotropy. *NDT&E International* 44:13-20.
- Sandoz, J.L., Y. Benoit y L. Demay. 2000. Wood testing using acousto-ultrasonic. In: Proceedings of the WCTE 2000 World Conference on Timber Engineering. Canada. p:136-142.
- Sedik, Y., S. Hamdan, I. Jusoh y M. Hasan. 2010. Acoustic properties of selected tropical wood species. *Journal of Non-destructive Evaluation* 29:38-42.
- Shen, J. 2006. Relationships between longitudinal and radial *Picea genera* sound vibration parameters. *Frontiers of Forestry in China* 1(4): 431-437.
- Silva G., J.A., F.J. Fuentes T., R. Rodríguez A., P.A. Torres A., M.G. Lomelí R., C. Waitkus, y H.G. Richter. 2010. Fichas de propiedades tecnológicas y usos de maderas nativas de México e importadas. Departamento de Madera, Celulosa y Papel, Universidad de Guadalajara y Comisión Nacional Forestal. México. 207 p.
- Sotomayor-Castellanos, J.R., Y. Banda-Cervantes, M. Ramírez-Pérez y G. Suárez-Béjar. 2013. Características dinámicas e indicadores de calidad de la madera de *Quercus* spp. (encino) del estado de Michoacán estudiada por métodos no destructivos. *Investigación e Ingeniería de la Madera* 9(2):14-29.
- Sotomayor-Castellanos, J.R., L.I. Guridi G. y T. García M. 2010. Características acústicas de la madera de 152 especies mexicanas. Velocidad del ultrasonido, módulo de elasticidad, índice material y factor de calidad. Base de datos. *Investigación e Ingeniería de la Madera* 6(1):3-32.
- Sotomayor-Castellanos, J.R., M. Ramírez-Pérez y J.B. Olguín-Cerón. 2014. Caracterización en flexión estática de madera plastificada de *Quercus scytophylla*. *Ciencia Nicolaita* 62:17-33.
- Sotomayor-Castellanos, J.R. y G. Suárez-Béjar. 2013. Efecto del tratamiento de higro-térmo-fatiga en las características acústicas de la madera de *Pinus douglasiana* y *Quercus* spp. *Ciencia Nicolaita* 59:7-20.
- Sotomayor-Castellanos, J.R. y J.B. Olguín-Cerón. 2014. Caracterización mecánica por ondas de esfuerzo de madera plastificada de *Quercus scytophylla*. *Investigación y Ciencia* 61:34-42.
- Spycher, M., F.W.M.R. Schwarze y R. Steiger. 2008. Assessment of resonance wood quality by comparing its physical and histological properties. *Wood Science and Technology* 42: 325-342.
- Tamarit U., J.C. y J.L. López T. 2007. Xilotecnología de los principales árboles tropicales de México. Libro Técnico No. 3. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. México. 261 p.
- Traoré, B., L., Brancheriau, P. Perré, T. Stevanovic y P. Diouf. 2010. Acoustic quality of vene wood (*Pterocarpus erinaceus* Poir.) for xylophone instrument manufacture in Mali. *Annals of Forest Sciences* 67:815, pp 1-7.
- Wegst, U.G.K. 2006. Wood for sound. *American Journal of Botany* 93(10):1439-48.

Wegst, U.G.K. 2008. Bamboo and wood in musical instruments. *Annual Review of Materials Research* 38: 323-349.

Zhang, T., S-L. Bai, S. Bardet, T. Alméras, B. Thibaut y J. Beauchêne. 2011. Radial variations of vibrational properties of three tropical Woods. *Journal of Wood Science* 57:377-386.

Manuscrito recibido el 7 de mayo de 2013.

Aceptado el 28 de agosto de 2014.

Este documento se debe citar como:

Sotomayor-Castellanos, J.R., G. Suárez-Béjar y J.B. Olguín-Cerón. 2015. Efecto del tratamiento higro-térmico en las características acústicas de la madera de *Quercus scytophylla* Liebm. *Madera y Bosques* 21(1):139-156.



Resistance of thermally treated woods to *Nasutitermes corniger* in a food preference test

Resistencia de maderas tratadas térmicamente al ataque de *Nasutitermes corniger* en ensayos de preferencia de alimento

Juarez Benigno Paes¹, Pedro Gutemberg de Alcântara Segundinho^{1,*}, Allan Ewerton Rezende Euflosino¹,
Marcio Rogério da Silva², Carlito Calil Junior², José Geraldo Lima de Oliveira¹

¹ Department of Forestry and Wood Sciences, Center of Agricultural Sciences, Federal University of Espírito Santo. Jerônimo Monteiro, Espírito Santo, Brazil.

² Laboratory of Timber and Timber Structures, Department of Structural Engineering, School of Engineering. São Paulo University. São Carlos, São Paulo, Brazil.

* Corresponding author.
p_gutemberg2001@yahoo.com.br

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the effects of thermal treatment on the resistance of *Corymbia citriodora* and *Pinus taeda* woods to the xylophagous termite *Nasutitermes corniger*, in a food preference test. We used temperatures of 100 °C (control), 160 °C, 180 °C, 200 °C, 220 °C, 240 °C for both wood species, and 260 °C only for *Pinus taeda*. Three wood planks measuring 6 cm x 16 cm x 56 cm (thickness x width x length) were thermally treated and manufactured in specimens of 10.0 cm x 2.54 cm x 0.64 cm (longitudinal x radial x tangential). Specimens were distributed in randomized blocks, with six treatments (*Corymbia citriodora*) and seven treatments (*Pinus taeda*) with 10 repetitions in a 250 liters box with 10 cm of sand; specimens were inserted in the sand, up to 1/3 of their height. The test was maintained for 45 days under laboratory conditions (25 °C \pm 2 °C and 65% \pm 5% relative humidity). Temperatures of 220 °C and 240 °C slightly improved the resistance of *Corymbia citriodora* wood to the termite. Improvements on *Pinus taeda* wood happened at temperatures of 240 °C and 260 °C. The temperatures of 160 °C for the eucalyptus wood and 200 °C for pinus decreased their resistance to the tested termite.

KEY WORDS: bioassay, *Corymbia citriodora*, *Nasutitermes corniger*, *Pinus taeda*, xylophagous termites.

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del proceso de modificación térmica en la resistencia de las maderas *Corymbia citriodora* y *Pinus taeda* a ser ingerida por la termita xilófaga *Nasutitermes corniger*, en ensayos de preferencia de alimento. Se probaron temperaturas de 100 °C (testigo), 160 °C, 180 °C, 200 °C, 220 °C, 240 °C, además de 260 °C para el *Pinus taeda*. Se sometieron al proceso de modificación térmica tres tablones de madera de 6 cm x 16 cm x 56 cm (grosor x ancho x largo), y después fueron transformados en especímenes de 10,0 cm x 2,54 cm x 0,64 cm (longitudinal x radial x tangencial). Los especímenes fueron distribuidos en bloques aleatorios, y sometidos a seis tratamientos (*Corymbia citriodora*) y siete tratamientos (*Pinus taeda*) con 10 repeticiones por tratamiento, en cajas de 250 litros con una cama de 10 cm de arena. Los especímenes de prueba se hincaron en la arena hasta 1/3 de su longitud y fueron expuestos al ataque de las termitas. El ensayo fue mantenido durante 45 días bajo condiciones del laboratorio (25 °C \pm 2 °C y 65 % \pm 5% de humedad relativa). Para la madera de *Corymbia citriodora*, las temperaturas de 220 °C y 240 °C mejoraron sensiblemente la resistencia a la termita. Para el *Pinus taeda* la mejoría ocurrió con las temperaturas de 240 °C y 260 °C. La temperatura de 160 °C para la madera de *C. citriodora* y la de 200 °C para el *P. taeda* causaron disminución en la resistencia a la termita estudiada.

PALABRAS CLAVE: Ensayo biológico, *Corymbia citriodora*, *Nasutitermes corniger*, *Pinus taeda*, termitas xilófagas.

INTRODUCTION

Wood has some undesirable features, such as dimensional movement and susceptibility to deterioration, therefore having limited suitability for use, when good stability and high natural resistance to xylophagous organisms are required. Thus, knowing the natural resistance of wood beforehand is important to recommend the most appropriate employment of the material, avoiding unnecessary expenses with maintenance or deteriorated parts replacement, reducing impacts on remaining natural forests (Paes *et al.*, 2004). Since the wood of most fast growing species show low biological resistance, it is necessary to use chemical treatments to improve its durability. Although active ingredients emission of such products is low, after its fixation on the wood, the technique is generally seen as environmentally unfriendly (Homan *et al.*, 2000). This way, thermal modification (or thermal treatment) has been used to give greater resistance to fungal degradation and greater dimensional stability to wood. It is considered an environmentally correct technique, since the thermal modification of wood produces a new material that, in the end of the product's lifecycle, is less environmentally hazardous than untreated wood (Borges and Quirino, 2004).

Quirino and Vale (2002) recorded that higher dimensional stability comes from the hygroscopicity decrease, by degradation of the most hygroscopic component, which is hemicellulose. Thus, reducing the capacity of wood to exchange water with the environment, shrinkage and swelling problems are minimized (Borges and Quirino, 2004). Most authors usually relate the biological resistance of wood to the degradation caused by decay fungi the number of studies involving xylophagous insects is small. Fungi attack wood in contact with the soil or in humid environments. The wood, when exposed in places far from the soil or humidity, is free from attacks of these organisms; however, it is susceptible to insect attacks, especially termites (subterranean or dry wood). Subterranean termites are responsible for the greatest amounts of wood loss (Paes *et al.*, 2003). In Brazil, little is known about the behavior of woods from the genus *Eucalyptus*

(*Corymbia*) concerning their resistance to termite attacks, because few studies have been developed so far. The results revealed that some species are more susceptible than others to the insects, but, in general, all of them show natural resistance (which range from low to moderate) to *Nasutitermes* sp. termites (Paes and Vital, 2000).

There are methods to evaluate natural resistance of wood to termite attack. These methods are standardized by the American Society for Testing and Materials - ASTM D - 3345 and the Association Française de Normalisation - AFNOR - NFX - 41-539. Supriana (1985) criticized these methods, considering that, when wood specimens are offered together to insects, results are more realistic, compared to the results that would occur in realistic field conditions. Researchers and research institutions started to perform the food preference test. In Brazil, Abreu and Silva (2000) and Paes *et al.* (2007; 2010; 2011; 2013) have developed and applied food preference tests with wood and its derivatives, for the genus *Nasutitermes* sp xylophagous termites.

OBJECTIVE

This research aimed at evaluating the efficiency of thermal treatment for improving the resistance of *Corymbia citriodora* and *Pinus taeda* woods to subterranean termites, in a food preference test.

MATERIALS AND METHODS

Origin and thermal treatment of *Eucalyptus* and *Pinus* woods

Pinus taeda trees came from Jaguariaíva region, in the state of Paraná, Brazil; the *Corymbia citriodora* trees came from the region of Brotas, São Paulo, Brazil. The trees used for the test, from both species, were 18 to 20 years old. Older trees were selected in order to reduce problems related to internal tensions, which happen in younger specimens, thus avoiding excessive cracks during the thermal treatment process. The thermal treatment was conducted at the Chemistry, Cellulose and Energy Laboratory of the College of Agriculture "Luiz de Queiroz", at the University of São Paulo, in Piracicaba, São Paulo. The



heating rate used in this study was $0.033\text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$, based on studies performed by Pincelli *et al.* (2002), with conifers and hardwoods. This heating rate was adopted in order to avoid fissures and cracks on the studied specimens. The thermal treatment was initiated at room temperature ($30\text{ }^{\circ}\text{C}$), and the time used for the temperature raise until the heating ramp was 40 minutes. Different temperatures were needed to start the heating ramp, because of the studied species and the adopted different temperature ranges (Table 1) and $100\text{ }^{\circ}\text{C}$ (control).

Initial humidity of specimens for thermal treatment was $12\% \pm 2\%$. The time specimens remained in the heater after reaching the final temperature of the heating ramp was called Final Level with a variation of $\pm 2\text{ }^{\circ}\text{C min}^{-1}$. After the heat treatment process, only the heater's air circulation system was kept on, until it reached the temperature of $30\text{ }^{\circ}\text{C}$. The thermal treatment process was carried out in five or six temperature ranges (Table 1). Three repetitions were performed for each temperature range.

Seven wood planks were used for the thermal treatment process, measuring $6\text{ cm} \times 16\text{ cm} \times 56\text{ cm}$ (thickness \times width \times length), placed in a covered metal box, separated by two iron bars of 1 cm in diameter. This procedure was performed in order for gases to move through all sides of the wood (Figure 1). Besides that, nitrogen gas was inserted in the box, in order to prevent wood oxidation. The temperature inside the wood planks was monitored to ensure the homogeneity of heat treatment in the thermal treatment box. This was done by arranging five thermocouples on the first and the sixth planks (of the existing seven planks), from top to bottom, which were named "top plank" and "bottom plank". Thermocouples type K were connected to the "Agilent" data acquisition system. The thermocouples were installed 3 cm deep; two of them were positioned 3 cm far from the plank's edge, one in the center, all of them 8 cm far from the side width of the plank (Fig. 1).

TABLE 1. Initial and final temperatures of the heating ramp for each temperature range of thermal treatment.

| Species | Temperature | Temperatures and Final Level ($^{\circ}\text{C}$) | | | | | |
|----------------------------|-------------|---|-----|-----|-----|-----|-----|
| | | 160 | 180 | 200 | 220 | 240 | 260 |
| <i>Corymbia citriodora</i> | Initial | 120 | 110 | 110 | 105 | 105 | - |
| | Final | 170 | 190 | 210 | 225 | 245 | - |
| <i>Pinus taeda</i> | Initial | 110 | 110 | 105 | 105 | 105 | 105 |
| | Final | 170 | 190 | 205 | 225 | 245 | 265 |

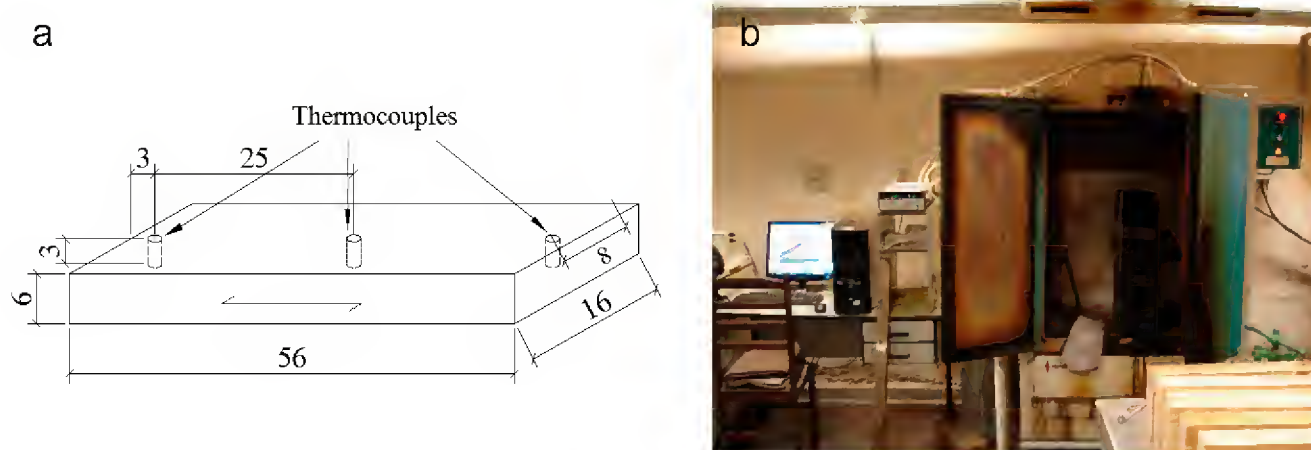


FIGURE 1. Position of temperature sensors on the wood planks and metal box and for thermal treatment (dimensions in cm) (a) and wooden in the oven apparatus (b). Source: Silva (2012).

Three thermocouples were used on the top plank and two were used on the bottom plank. The thermocouples positions were defined as: “front top plank”, when positioned next to the access lid; “upper middle plank”, when positioned at the center of the plank; “upper bottom plank”, when close to the bottom of the box; “lower front plank”, when placed close to the access lid; and “lower center plank”, when placed at the center of the plank.

Laboratory tests with subterranean xylophagous termites

The assay was performed at the Laboratory of Wood Biodeterioration, Department of Forest and Wood Sciences, Center for Agricultural Sciences, at the Federal University of Espírito Santo, in the city of Jerônimo Monteiro, Espírito Santo, Brazil. The food preference test was developed to analyze the biological resistance of thermally recified woods against *Nasutitermes corniger* termites, with the use of specimens sized 2.54 cm x 0.64 cm x 10.16 cm (radial x tangential x longitudinal). The specimens were superficially sanded (to eliminate any defects and to have flat and parallel faces) in order to facilitate the visual analysis of the xylophagous termites attack. Recommendations of Paes *et al.* (2007; 2010; 2011; 2013) were followed: specimens were placed in a 250 liters box, which contained a layer of ± 10 cm of moist sand. The box was supported by four ceramic blocks (eight-hole bak-

ing-bricks), arranged in aluminum trays with water, to avoid the escape of termites (Fig. 2).

All the specimens were placed in the box, on randomized blocks (Fig. 2a) with six treatments (*Corymbia citriodora*) and seven treatments (*Pinus taeda*) with and 10 repetitions for each wooden species in a 250 liters box with 10 cm of sand (Fig. 2b). There was a 5.6 cm space among blocks and a 4.5 cm space among treatments; specimens were fixed in the sand up to 1/3 of their height. The termite colony was collected at the city of Jerônimo Monteiro, in the State of Espírito Santo, Brazil. It was arranged on plastic crates and supported on termite-resistant wood blocks, then placed on the sand layer in the box, where the experiment was set. Specimens were exposed to the action of the *Nasutitermes corniger* termite during 45 days, in a temperature-controlled room ($25\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ and $65\% \pm 5\%$ relative humidity). After finishing the assay, the specimens were dried and again weighed to assess the percentage of weight loss of specimens, caused by the attack of termites. To analyze the efficiency of thermal treatment in the biological resistance of wood, we calculated the mass loss (%) and waste caused by termites on the specimens (Table 2). The mass loss was corrected by subjecting specimens to the same test conditions, but without the termites.

Results evaluation

Because of the thermal treatment temperatures, we adopted a specific placement for the blocks, in order to

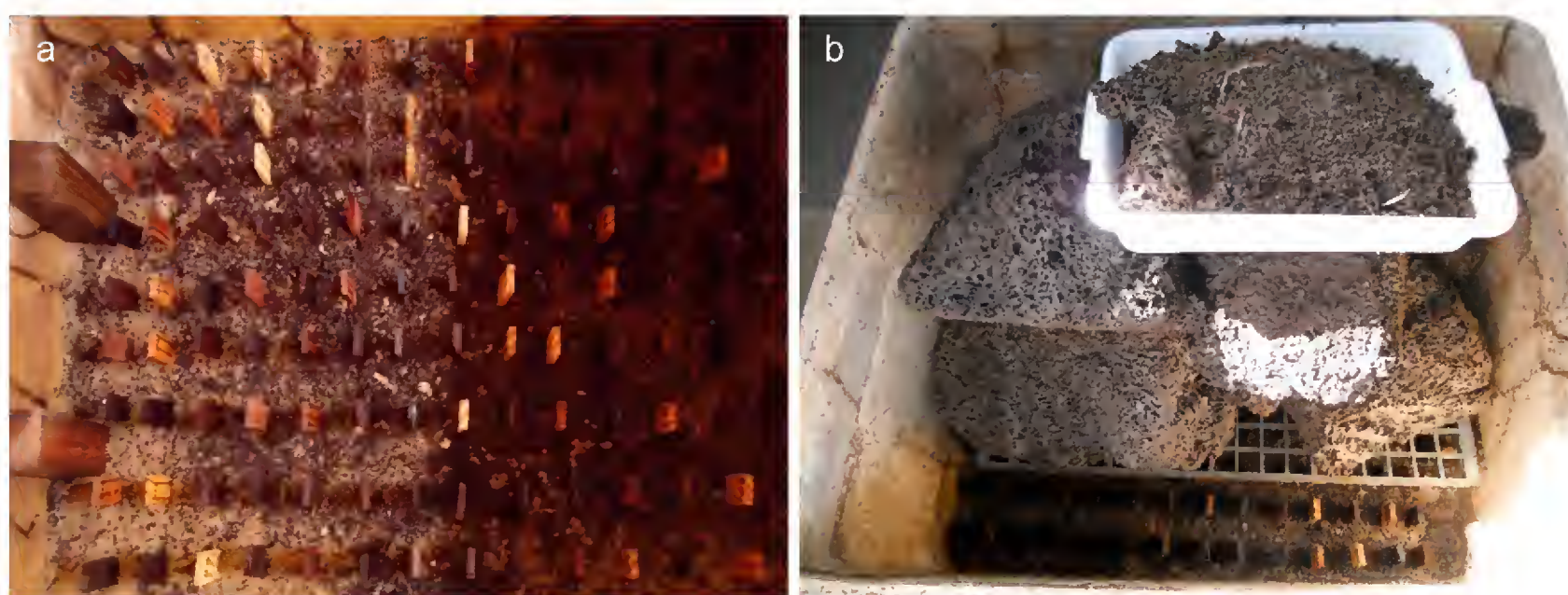


FIGURE 2. Test specimens randomly distributed (a) and colony of termites in a 250 liters box (b)

TABLE 2. Evaluation of waste caused by termites to specimens.

| Types of waste | Score |
|--|-------|
| Healthy, with superficial scarifications | 10 |
| Superficial attack | 9 |
| Moderate attack, with penetration | 7 |
| Intense attack | 4 |
| Failure, with rupture of the specimens | 0 |

Source: ASTM D - 3345 (2005).

compare the resistance of *Corymbia citriodora* and *Pinus taeda* woods: 10 blocks were randomly paired with six treatments (*Corymbia citriodora*) and seven treatments (*Pinus taeda*) temperatures, so we were able to evaluate the effects of blocks and temperatures on the biological resistance of specific wood species. For variance analyses, mass loss percentage values were transformed into arcsin [square root (mass loss/100)] according to what is recommended by Steel and Torrie (1980), and the values of waste (score) were transformed into root [(score) + 0.5]. Tukey test was used for the evaluation of assays, at 5% significance for the significant factors for the F test.

RESULTS

The variance analyses of mass loss and waste for *Corymbia citriodora* and *Pinus taeda* woods under food preference tests with *Nasutitermes corniger* termites showed that *Corymbia citriodora* and *Pinus taeda* woods had a 1% significance mass loss and waste at the F test. The treatment means were compared through the Tukey test at 5% significance and are shown in tables 3 and 4, respectively.

It is possible to observe on table 3 that *Corymbia citriodora* wood had no large amounts of mass loss caused by termites. At the temperature of 160 °C, the mass loss was 7.25 times greater than at 100 °C (control) (consequently, the lowest score) which shows the highest wood waste. This was considered the worst temperature to be used; it is not statistically different from the temperature of 180°C, at which the mass loss was 3.11 times greater

TABLE 3. Comparison of mass loss and waste means of thermally rectified *Corymbia citriodora* wood, caused by the *Nasutitermes corniger* termite.

| Thermal treatment Temperature (°C) | Mass loss (%) | Waste (Score) |
|---------------------------------------|------------------|------------------|
| 100 | 2.04 ± 1.04 bc | 9.76 ± 0.34 a |
| 160 | 14.78 ± 14.18 a | 4.48 ± 2.08 c |
| 180 | 6.35 ± 9.08 ab | 6.72 ± 2.48 b |
| 200 | 2.87 ± 3.06 bc | 9.30 ± 0.60 a |
| 220 | 0.20 ± 0.16 c | 9.74 ± 0.13 a |
| 240 | 0.10 ± 0.07 c | 9.02 ± 0.29 a |

Note: Means followed by a repeated letter, on each section, do not differ (Tukey; p > 0.05).

TABLE 4. Comparison of mass loss and waste means of thermally rectified *Pinus taeda* wood, caused by the *Nasutitermes corniger* termite.

| Thermal treatment Temperature (°C) | Mass loss (%) | Waste (Score) |
|---------------------------------------|------------------|------------------|
| 100 | 2.01 ± 2.95 b | 9.28 ± 0.63 ab |
| 160 | 0.42 ± 0.53 b | 9.00 ± 1.01 ab |
| 180 | 6.45 ± 6.42 ab | 4.76 ± 2.41 c |
| 200 | 17.21± 25.85 a | 5.52 ± 4.07 c |
| 220 | 3.16 ± 3.96 ab | 6.26 ± 2.80 bc |
| 240 | 1.08 ± 0.88 b | 10.00 ± 0.00 a |
| 260 | 0.55 ± 0.36 b | 10.00 ± 0.00 a |

Note: Means followed by a repeated letter, on each section, do not differ (Tukey; p > 0.05).

than at the control temperature. The best temperature level was at 240 °C, because it produced the smallest mass loss not statistically different from temperatures of 220 °C, 200 °C and 100 °C (control).

The analyses of *Pinus taeda* wood (Table 4) allow us to state that the worst temperature was at 200 °C, which provided a mass loss that was 8.56 times greater than the control temperature (100 °C), but it does not statistically differ from 180 °C and 220 °C temperatures, which

showed values 3.21 and 1.57 times the control mass loss, respectively. For this wood species, the best temperature was at 160 °C, with mass loss 4.79 times smaller than the control temperature but not statistically different from 240 °C and 260 °C temperatures, which showed greater waste scores, with no scarification caused by the termites. Variance analyses of species comparison between *Corymbia citriodora* and *Pinus taeda* for thermal treatment temperatures showed that the interaction between species and temperatures was significant. This interaction was unfolded and analyzed at the Tukey test at 5% significance (Table 5).

In table 5 it is seen that *Pinus taeda* wood showed better resistance than *Corymbia citriodora*, after they were thermally rectified at 160 °C. However, *Corymbia citriodora* wood was more resistant than *Pinus taeda*, after they were thermally rectified at 200 °C, because these were the only treatments in which the mass loss means statistically differed from 5% significance.

The waste scores at 100 °C (control) were the only means that did not statistically differ. The other thermal treatment temperature level means differed statistically: the highest ones were at 160 °C and 240 °C, for *Pinus taeda*, and at 180 °C, 200 °C and 220 °C for *Corymbia citriodora*.

DISCUSSION

In table 3, it was observed that *Corymbia citriodora* wood at the temperature of 100 °C had no major mass loss. This may be related to the species used, which shows high natural resistance, when compared to other fast growing species. The wood resistance is related to the class and content of extractives (Findlay, 1985), and this allows us to conclude that the higher the content of extractives (and mainly ashes), the more reduced will be the waste caused by termites on the wood (Paes et al., 2013).

It is possible to observe that the 240 °C temperature resulted in greater waste than control temperature (100 °C), since the lower the score, the higher the waste caused on the wood by the termite. However, the mass loss at control temperature level was greater than at 240 °C. This may have occurred because of the thermal treatment process, in which the wood loses mass, becoming less dense; the termite may have consumed more wood material, but the consumed material was slightly less dense.

In addition to that, the subjectivity of waste data (score), evaluated according the indications of ASTM D - 3345 (2005), may have caused evaluation difficulties, due to internal cracks (honeycomb cracks), which happened during the thermal treatment process, as stated by Poncsák et al. (2006). Because of the fact that termites attack the

TABLE 5. Comparison between means of mass loss and waste for thermally rectified *Corymbia citriodora* and *Pinus taeda* woods, caused by the *Nasutitermes corniger* termite.

| Thermal treatment temperature (°C) | <i>Corymbia citriodora</i> | | <i>Pinus taeda</i> | |
|--|----------------------------|------------------|--------------------|------------------|
| | Mass loss (%) | Waste (Score) | Mass loss (%) | Waste (Score) |
| 100 | 2.04 Abc | 9.76 Aa | 2.01 Ab | 9.28 Aa |
| 160 | 14.78 Aa | 4.48 Bcd | 0.42 Bb | 9.00 Aab |
| 180 | 6.35 Aab | 6.72 Abc | 6.45 Aab | 4.76 Bc |
| 200 | 2.87 Bbc | 9.30 Aab | 17.21 Aa | 5.52 Bc |
| 220 | 0.20 Abc | 9.74 Aa | 3.16 Aab | 6.26 Bbc |
| 240 | 0.10 Ac | 9.02 Bd | 1.08 Ab | 10.00 Aa |

Note: The means followed by a repeated letter (uppercase vertical or lowercase horizontal), in each parameter, do not differ (Tukey; $p > 0.05$).



borders of these cracks, there is an impression of greater waste. The same situation was found when comparing the control sample to the 160 °C temperature.

For *Pinus taeda* wood (Table 4), it is possible to notice that higher mass losses and, consequently, smaller waste scores were observed in thermally rectified specimens starting at 180 °C, up to 200 °C. This may happen due to the evaporation of wood's resin, which shows some resistance to the employed termites, once the control specimens (100 °C) showed little mass loss to the termites.

As *Pinus taeda* wood shows low natural resistance to various xylophagous organisms, it was hoped that it would show low natural resistance to the tested termite. Paes *et al.* (2007; 2010; 2011; 2013) had also observed that *Nasutitermes* genus termites do not attack much *Pinus* sp woods. Supriana (1985) cited that this may be related to the habits of termites, which do not attack wood with which they have frequent contact. Or else, as observed in this research, the wood's resin may have hindered the attack of these insects on the *Pinus* sp wood.

The effects of thermal treatment on the improvement of *Pinus taeda* wood resistance were observed at the temperatures of 240 °C and 260 °C. For these temperatures, although the resin had evaporated, chemical transformations (caused by thermal treatment) improved the wood resistance to termites. It is possible to notice, on table 5, that specimens of *Corymbia citriodora* wood treated at 160 °C were the most consumed, whilst the least consumed by the termites were the specimens treated at 220 °C and 240 °C; the other specimens showed intermediate behavior, similar to each other. The specimens of *Pinus taeda* wood at 200 °C were the most consumed, and the specimens treated at 160 °C and 240 °C were the least consumed; the other specimens showed similar behavior to each other. The results of waste were similar to mass loss results, for both of the analyzed species. Thus, it is possible to observe that the temperature of 240 °C led to better resistance of both wood types to the tested termites.

Gunduz *et al.* (2009) mentioned that desirable changes in the wood start at 150 °C; this was not seen in the research, regarding the attack of *Nasutitermes* genus

termites. The temperature of 160 °C is therefore not recommended for the thermal treatment of *Corymbia citriodora* wood to increase its biological resistance to termites. However, Hill (2006) cited that the benefits of thermal treatment occur between 180 °C and 260 °C, once temperatures lower than 140 °C do not significantly affect the wood structure. Temperatures above 260 °C, however, may cause undesired degradation on the wood, reducing its mechanical strength.

CONCLUSIONS

The thermal treatment of *Corymbia citriodora* wood under 220 °C and 240 °C temperatures improved its resistance to *Nasutitermes corniger* termites, whilst the temperature of 160 °C decreased the wood resistance. The temperatures of 160 °C and 240 °C increased the resistance of *Pinus taeda* woods to the termite, and the temperature level of 200 °C decreased the wood resistance. Honeycomb cracks may have occurred inside the specimens, on thermally rectified woods at higher temperatures. The termites corroded the edges of cracks, which caused the impression that these specimens were more consumed, because of the increase of the edges of cracks.

REFERENCES

- Abreu, R.L.S. and K.E.S. Silva. 2000. Resistência natural de dez espécies madeireiras da Amazônia ao ataque de *Nasutitermes macrocephalus* (Silvestri) e *N. surinamensis* (Halmgren) (Isoptera: Termitidae). *Revista Árvore* 24 (2):229-234.
- American Society for Testing and Materials. ASTM D - 3345. 2005. Standard method for laboratory evaluation of wood and other cellulosic materials for resistance to termite. Philadelphia. 3p.
- Borges, L.M. and W. F. Quirino. 2004. Higroscopicidade da madeira de *Pinus caribea* var. *hondurensis* tratada termicamente. *Biomassa & Energia* 1(2):173-182.
- Findlay, W.P.K. 1985. The nature and durability of wood. In: W.P.K. Findlay, ed. *Preservation of timber in the tropics*. M. Nijhoff; Dr. W. Junk. Dordrecht. p: 1-13.

- Gunduz, G., S. Korkut, D. Aydemir and I. Bekar. 2009. The density, compression strength and surface hardness of heat treated hornbeam (*Carpinus betulus*) wood. *Maderas. Ciencia y Tecnologia* 11 (1):61-70.
- Homan, W., B. Tjeerdsma, E. Beckers and A. Jorissen. 2000. Structural and other properties of modified wood. In: Proceedings of the Fifth World Conference on Timber Engineering. CIB-W18. Bern. CD-ROM.
- Hill, C.A.S. 2006. Wood modification: chemical, thermal and others processes. John Wiley & Sons. Chichester. 239p.
- Paes, J.B., C.M.B. Fonsêca, C.R. Lima and A.D. Souza. 2010. Eficiência do óleo de candeia na melhoria da resistência da madeira de sumaúma a cupins. *Cerne* 16 (2):217-225.
- Paes, J.B., A.D. Souza, C.R. Lima and P.N. Medeiros Neto. 2011. Eficiência dos óleos de nim (*Azadirachta indica*) e de mamona (*Ricinus communis*) na proteção da madeira de sumaúma (*Ceiba pentandra*) contra cupins xilófagos em ensaio de preferência alimentar. *Revista Árvore* 35 (3):751-758.
- Paes, J.B., R.R. Melo, C.R. Lima and E. Oliveira. 2007. Resistência natural de sete madeiras ao cupim subterrâneo (*Nasutitermes corniger* Motsch.) em ensaio de preferência alimentar. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* (2):1:57-62.
- Paes, J.B., V.M. Morais, D.W. Farias Sobrinho and O.A. Bakke. 2003. Resistência natural de nove madeiras do semi-árido brasileiro a cupins subterrâneos. *Cerne* (9):1:136-47.
- Paes, J.B., P.N. Medeiros Neto, C.R. Lima, M.F. Freitas and C.E.F. Diniz. 2013. Efeitos dos extrativos e cinzas na resistência natural de quatro madeiras a cupins xilófagos. *Cerne* 19(3):399-405.
- Paes, J.B., V.M. Morais and C.R. Lima. 2004. Resistência natural de nove madeiras do semi-árido brasileiro a fungos xilófagos em condições de laboratório. *Revista Árvore* 28 (2): 275-282.
- Paes, J.B. and B.R. Vital. 2000. Resistência natural da madeira de cinco espécies de eucalipto a cupins subterrâneos, em testes de laboratório. *Revista Árvore* 24 (1): 97-104.
- Pincelli, A.L.P.S.M., J.O. Brito and J.E. Corrente. 2002. Avaliação da termorreificação sobre a colagem da madeira de *Eucalyptus saligna* e *Pinus caribaea* var. *hondurensis*. *Scientia Forestalis* 1(61):122-132.
- Poncsák, S., D. Kocafe, M. Bouazara and A. Pichette. 2006. Effect of high temperature treatment on the mechanical properties of birch (*Betula papyrifera*). *Wood Science and Technology* 1(40):647-663.
- Quirino, W.F. and A.T. Vale. 2002. Retificação térmica de *Eucalyptus grandis*. *Floresta* (Edição Especial):60-66.
- Silva, M.R. 2012. Efeito do tratamento térmico nas propriedades químicas, físicas e mecânicas em elementos estruturais de *Eucalipto citriodora* e *Pinus taeda*. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais). Universidade de São Paulo. São Carlos. 223p.
- Steel, R.G.D. and J.H. Torrie. 1980. Principles and procedures of statistic: a biometrical approach. 2nd ed. McGraw Hill. New York. 633 p.
- Supriana, N. 1985. Notes the resistance of tropical wood against termites. Doc. IRG/WP/1249. The International Research Group on Wood Preservation. Stockholm. 9 p.

Manuscript received on December 2nd 2013.

Accepted on July 2nd 2014.

Paes, J.B., P.G.A. Segundinho, A.E.R. Euflosino, M.R. da Silva, C. Calil Jr. and J.G.L. de Oliveira. 2015. Resistance of thermally treated woods to *Nasutitermes corniger* in a food preference test. *Madera y Bosques* 21(1):157-164.

Madera y Bosques

vol. 21 Num. 1 Primavera 2015

Se terminó de imprimir en el mes de abril del 2015
En los talleres de Cromo Editores, S.A. de C.V.
Miravalle No. 703. Col. Portales Oriente,
C.P. 03570, Delegación Benito Juárez, México, D.F.

La edición consta de 200 ejemplares
más sobrantes para reposición.



Contenido

artículos de actualidad

Esquema ecológico aplicado a una restauración forestal en cárcavas de la Sierra de Ávila (centro de España)

Jorge Mongil, Joaquín Navarro y Virginia Díaz

11

artículos científicos

Estimación de la densidad de especies de coníferas a partir de variables ambientales

Pablo Martínez-Antúnez, J. Ciro Hernández-Díaz, Christian Wehenkel y Carlos Antonio López-Sánchez

23

Drought stress in provenances of *Lupinus elegans* from different altitudes

José Carmen Soto-Correa, Cuauhtémoc Sáenz-Romero, Horacio Paz y Roberto Lindig-Cisneros

35

Método de valoración de paisajes forestales basado en el uso de atributos estéticos como variables explicativas de las preferencias

Sergio Zubelzu y Ana Hernández

45

Influencia de la complejidad estructural del dosel en la reflectancia de datos Landsat TM

René Alberto Palestina, Miguel Equihua y Octavio Miguel Pérez-Maqueo

63

Utilización de imágenes de satélite en el manejo forestal del noreste de México

Lucio Ancira Sánchez y Eduardo Javier Treviño Garza

77

Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña

José Manuel Camacho-Sanabria, José Isabel Juan Pérez, Noel Bonfilio Pineda Jaimes, Edel Gilberto Cadena Vargas, Luis Carlos Bravo Peña y Marcela Sánchez López

93

Biología de *Lycoriella ingenua* y *Bradysia impatiens* (Diptera: Sciaridae)

Victor H. Marín-Cruz, David Cibrián-Tovar, José T. Méndez-Montiel, Omar A. Pérez-Vera, José A. Cadena-Meneses, Herón Huerta, Gabriel Rodríguez-Yam y Juan A. Cruz-Rodríguez

113

Densidad básica de la madera de dos pinos y su relación con propiedades edáficas

Oscar G. Vázquez-Cuecuecha, Eunise M. Zamora-Campos, Elizabeth García-Gallegos y Juan Alberto Ramírez-Flores

129

Efecto del tratamiento higró-termico en las características acústicas de la madera de *Quercus scytophylla* Liebm

Javier Ramón Sotomayor-Castellanos, Germán Suárez-Bejar y Joel Benancio Olguín-Cerón

139

Resistance of thermally treated woods to *Nasutitermes corniger* in a food preference test

Juarez Benigno Paes, Pedro Gutemberg de Alcântara Segundinho, Allan Ewerton Rezende Euflosino, Marcio Rogério da Silva, Carlito Calil Junior y José Geraldo Lima de Oliveira

157